



Escola Tècnica Superior d'Enginyers
de Camins, Canals i Ports de Barcelona

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

TESI DE MASTER

Master

Ingeniería Ambiental

Título

Evaluación de diagramas de flujo de sistemas de tratamiento de
deyecciones ganaderas que incluyan codigestión anaerobia.

Autor

Carme Pineda Castro

Tutor

Dr. Xavier Flotats i Ripoll

Intensificación

Fecha

Julio 2011

Universitat Politècnica de Catalunya

**Escola Tècnica Superior d'Enginyers De Camins, Canals i Ports de
Barcelona**

**EVALUACIÓN DE DIAGRAMAS DE FLUJO DE SISTEMAS DE
TRATAMIENTO DE DEYECCIONES GANADERAS QUE INCLUYAN
CODIGESTIÓN ANAEROBIA.**

*AVALUACIÓ DE DIAGRAMES DE FLUX DE SISTEMES DE TRACTAMENT DE
DEJECCIONES RAMADERES QUE INCLOGUIN CODIGESTIÓ ANAERÒBIA.*

*EVALUATION OF FLOW CHARTS OF TREATMENT SYSTEMS OF MANURE
INCLUDING ANAEROBIC CODIGESTION.*

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo ha sido la confección de una herramienta informática que permita evaluar, mediante balances de materia y energía, las diferentes combinaciones de procesos de tratamiento de deyecciones ganaderas conducentes a la producción de energía, mediante digestión o codigestión anaerobia, o a la obtención de productos que permitan una mejora en la gestión de los nutrientes, mediante la aplicación de sistemas de separación, concentración o eliminación biológica de nitrógeno.

Para ello se han utilizado herramientas computacionales simples, básicamente hojas de cálculo. Se han definido y caracterizado cuatro de los procesos mencionados, y después de dimensionarlos, en función de la bibliografía publicada consultada, se han evaluado posibles combinaciones entre ellos.

Los procesos estudiados han sido: balsa de almacenamiento, separadores sólido-líquido (tornillo prensa, centrífuga y DAF-PAM), nitrificación-desnitrificación y la digestión anaerobia. Como objetivo básico, se ha planteado la creación de una estructura que sea la base de nuevos trabajos de mejora y afinamiento, y que permita futuras ampliaciones con otros procesos. En algunos procesos se han tomado hipótesis simplificadoras, las cuales podrían merecer por ellas mismas todo un TFM, como es el caso de la nitrificación-desnitrificación. Así, ha quedado pendiente para nuevos estudios ahondar en el resto de procesos unitarios, como el compostaje, la digestión aerobia, la evaporación y secado, el stripping y absorción, la filtración por membrana, la osmosis inversa y la ozonización. También sería interesante pasar a valorar los costes asociados a cada uno de los tratamientos.

Para esta “demo” se han escogido valores medios publicados y sus resultados no tienen por qué coincidir con sistemas reales, y se recomienda al usuario de esta herramienta que sea meticuloso a la hora de introducir los valores de las concentraciones de los parámetros de sus diferentes sustratos, para que los resultados se ajusten al máximo a la realidad.

En este trabajo se ha estimado también la emisión de gases de efecto invernadero de cada uno de los procesos analizados. Disminuir completamente las emisiones de CH_4 o N_2O no es posible, porque los propios procesos naturales de descomposición de la materia orgánica ya los producen. Es decir, que en este trabajo no se ha valorado cómo disminuir los gases de efecto invernadero de los procesos, pero sí evaluar, en una primera aproximación, el nivel de CO_2 equivalente que se emite en cada uno de ellos.

Se espera que la herramienta desarrollada constituya una base de trabajo para futuras mejoras y ampliaciones.

PALABRAS CLAVE

Codigestión anaerobia, tratamientos deyecciones ganaderas, purines, herramienta informática.

RESUM

L'objectiu d'aquest treball ha estat la confecció d'una eina informàtica que permeti avaluar, mitjançant balanços de matèria i energia, les diferents combinacions de processos de tractament de dejeccions ramaderes conduents a la producció d'energia, mitjançant digestió o codigestió anaeròbia, o a l'obtenció de productes que permetin una millora en la gestió dels nutrients, mitjançant l'aplicació de sistemes de separació, concentració o eliminació biològica de nitrogen.

Per això s'han utilitzat eines computacionals simples, bàsicament fulls de càlcul. S'han definit i caracteritzat quatre dels processos esmentats, i després de dimensionar, en funció de la bibliografia publicada consultada, s'han avaluat possibles combinacions entre ells.

Els processos estudiats han estat: bassa d'emmagatzematge, separadors sòlid-líquid (cargol premsa, centrífuga i DAF-PAM), nitrificació-desnitrificació i la digestió anaeròbia. Com a objectiu bàsic, s'ha plantejat la creació d'una estructura que sigui la base de nous treballs de millora i afinament, i que permeti futures ampliacions amb altres processos. En alguns processos s'han elaborat hipòtesis simplificadores, les quals podrien merèixer per elles mateixes tot un TFM, com és el cas de la nitrificació-desnitrificació. Així, ha quedat pendent per a nous estudis aprofundir en la resta de processos unitaris, com el compostatge, la digestió aeròbia, l'evaporació i assecat, el stripping i absorció, la filtració per membrana, l'osmosi inversa i la ozonització. També seria interessant passar a valorar els costos associats a cada un dels tractaments.

Per aquesta "demo" s'han escollit valors mitjans publicats i els seus resultats no tenen per què coincidir amb sistemes reals, i es recomana a l'usuari d'aquesta eina que sigui meticulós a l'hora d'introduir els valors de les concentracions dels paràmetres de les seues diferents substrats, perquè els resultats s'ajustin al màxim a la realitat.

En aquest treball s'ha estimat també l'emissió de gasos d'efecte hivernacle de cadascun dels processos analitzats. Disminuir completament les emissions de CH_4 o N_2O no és possible, perquè els propis processos naturals de descomposició de la matèria orgànica ja els produeixen. És a dir, que en aquest treball no s'ha valorat com disminuir els gasos d'efecte hivernacle dels processos, però sí avaluar, en una primera aproximació, el nivell de CO_2 equivalent que s'emet en cada un d'ells.

S'espera que l'eina desenvolupada constitueixi una base de treball per a futures millores i ampliacions.

ABSTRACT

The aim of the present work has been the design of an informatics tool to allow, by means of material and energy balances, the different combinations of treatment processes of farming droppings leading to the production of energy, by digestion or anaerobic codigestion, or to the obtaining of products that allow an improvement in the digestion of nutrients by the application of systems of separation, concentration, or biological elimination of nitrogen.

To do this, simple computational tools have been used, mainly calculation sheets. Four of the mentioned processes have been defined and characterized in depth, and after giving dimensions, in basis of the public bibliography consulted, possible combinations have been evaluated.

The studied processes have been: storage, solid-liquid separators (press screw, centrifuge, and DAF-PAM), nitrification-denitrification, and anaerobic digestion.

As the main objective, it has been set out an structure that allows future extension with other processes. In some processes, simplifying assumptions have been made, which could earn for themselves a whole FMT, as is the case of nitrification-denitrification, And so, it remains pending for future studies to go further on the other unitary processes, like the compost, the aerobic digestion, the evaporation and the draining, the stripping and absorption, the filtration by membrane, the inverse osmosis and the ozonation. It would also be interesting to evaluate the costs associated to each of these treatments.

For this "demo", mean values published have been chosen and their results do not must necessarily match with real systems, and therefore, it is highly recommended to the user of this tool to be meticulous when introducing the concentration values of the parameters of the different substrates, so that the results adjust to the reality to the maximum.

In this work, it has been also estimated the emissions of greenhouse effect gasses of each of the analysed processes. To reduce completely the emissions of CH_4 or N_2O is not possible, because the same natural processes of decomposition of the organic matter do already produce them. For this reason, in this work it has not been analyzed how to decrease the greenhouse gasses of the processes, because it is not possible, but it is indeed possible to evaluate, in a first approximation, the level of equivalent CO_2 that each of them emits.

It is hoped that the developed tool becomes the basis of the work for future improvements and extensions.

AGRADECIMIENTOS

Deseo que estas líneas sirvan para agradecer profundamente el apoyo recibido,

A mis padres y hermanos, por haber estado siempre a mi lado y por respetar y aceptar mis decisiones, sean cuales sean.

A mi abuela, por su cariño infinito.

A Xavier Flotats, por haber conducido mi tesina con paciencia y por el coraje que me ha transmitido en los momentos difíciles.

A mis amigos, por no haberme olvidado en los momentos en los que he desaparecido para estudiar durante los dos últimos años.

A mis montañas, que me cargan de energía cada vez que las visito.

A las nueces y los pistachos.

A mi padre y a mi abuela.

Estaréis siempre en mi corazón.

ÍNDICES

1.	INTRODUCCIÓN.	19
2.	OBJETIVOS.....	21
3.	ESTRATEGIAS DE TRATAMIENTO DE PURINES.	23
3.1.	PLANES DE GESTIÓN.	25
3.2.	DEFINICIÓN DE LOS PARÁMETROS BÁSICOS QUE DEFINEN LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS DEYECCIONES GANADERAS.....	27
3.3.	DEFINICIÓN DE LOS PROCESOS U OPERACIONES UNITARIAS A CONSIDERAR.	29
3.3.1.	BALSAS	29
3.3.2.	SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO	32
3.3.3.	COMPOSTAJE	35
3.3.4.	NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN (NDN)	37
3.3.5.	DIGESTIÓN ANAEROBIA	40
3.3.6.	DIGESTIÓN AEROBIA	42
3.3.7.	EVAPORACIÓN Y SECADO	43
3.3.8.	STRIPPING Y ABSORCIÓN	44
3.3.9.	FILTRACIÓN POR MEMBRANA Y OSMOSIS INVERSA	46
3.4.	COMBINACIONES DE PROCESOS UNITARIOS.....	48
4.	MATERIALES Y MÉTODOS.	51
4.1.	ESTRUCTURACIÓN DE LA INFORMACIÓN.	51
4.1.1.	PROCESOS SIMULTÁNEOS. NOTACIÓN MATRICIAL, MODELO DE VECTORES ..	52
4.2.	COMPONENTES DE LOS VECTORES DE CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES O FLUJOS.....	58
4.2.1.	CAUDAL MÁSSICO (Q_m).....	58
4.2.2.	CAUDAL VOLUMÉTRICO (Q_v).....	58
4.2.3.	DENSIDAD APARENTE (d_a).....	59
4.2.4.	SÓLIDOS TOTALES (ST)	59
4.2.5.	SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)	59
4.2.6.	SÓLIDOS VOLÁTILES (SV).....	60
4.2.7.	SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV).....	60
4.2.8.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO TOTAL (DQO_T).....	60
4.2.9.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO BIODEGRADABLE (DQO_B)	60
4.2.10.	DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (DBO).....	61
4.2.11.	CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)	61
4.2.12.	NITRÓGENO TOTAL (N_T).....	61

4.2.13. FÓSFORO TOTAL (F_T)	62
4.2.14. ALCALINIDAD (ALK)	63
4.2.15. POTASIO TOTAL (P_T)	63
4.2.16. COBRE Y ZINC (Cu y Zn)	64
4.2.17. NÍQUEL (Ni)	64
4.2.18. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS (P_c)	64
4.2.19. ENERGÍA CONSUMIDA (E_c)	64
4.2.20. ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA (E_p)	64
4.2.21. pH	64
4.2.22. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)	65
4.3. DISEÑO DE LAS HOJAS DE CÁLCULO PARA LA REALIZACIÓN DE LOS BALANCES DE MASA Y ENERGÍA Y DE LA CARACTERIZACIÓN DE CADA PROCESO CONSIDERADO.	66
4.3.1. BALSAS	67
4.3.2. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO	75
4.3.3. NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN (NDN).....	89
4.3.4. DIGESTIÓN ANAEROBIA	93
4.4. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO RESULTANTES DE LA GESTIÓN DEL GANADO Y DE LAS DEYECCIONES.....	101
4.4.1. EMISIONES DE CH_4	103
4.4.2. EMISIONES DE N_2O	105
4.5. IMPLANTACIÓN DE LOS DIAGRAMAS DE FLUJO COMBINADOS.	106
4.5.1. COMBINACIÓN 1	108
4.5.2. COMBINACIÓN 2	109
4.5.3. COMBINACIÓN 3	110
4.5.4. COMBINACIÓN 4	112
4.5.5. COMBINACIÓN 5	112
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	114
5.1. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 1.....	114
5.2. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 2.....	116
5.3. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 3.....	117
5.4. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 4.....	118
5.5. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 5.....	119
5.6. COMPARATIVA DE LAS COMBINACIONES.....	120
6. CONCLUSIONES.....	123
7. RECOMENDACIONES.....	125

8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	127
9.	ANEXOS.....	133
9.1.	DIAGRAMA DE TOMA DE DECISIONES PARA ADOPTAR LA SOLUCIÓN TECNOLÓGICA ADECUADA PARA LA GESTIÓN DE LAS DEYECCIONES GANADERAS....	134
9.2.	ANEXO 2. TABLAS DE AUTONOMÍA DE ALMACENAMIENTO.....	137
9.3.	ANEXO 3. VALORES DE FCM PARA SISTEMAS DE GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL.....	139
9.4.	ANEXO 4. VALORES POR DEFECTO DE LA TASA DE EXCRECIÓN DE NITRÓGENO (kg N·1000 kg ⁻¹ masa animal·día ⁻¹).....	51

Índice de Tablas

Tabla 1.	Características de los purines de origen porcino y vacuno de leche.....	28
Tabla 2.	Síntesis de operaciones aplicables al tratamiento de las deyecciones ganaderas.....	29
Tabla 3.	Ventajas e inconvenientes de las balsas de almacenamiento.....	32
Tabla 4.	Ventajas e inconvenientes de la separación sólido-líquido.....	35
Tabla 5.	Ventajas e inconvenientes del proceso de compostaje.....	37
Tabla 6.	Ventajas e inconvenientes del proceso de nitrificación-desnitrificación.....	39
Tabla 7.	Ventajas e inconvenientes del proceso de digestión anaerobia.....	42
Tabla 8.	Ventajas e inconvenientes de la digestión aerobia.....	42
Tabla 9.	Ventajas e inconvenientes del proceso de evaporación y secado.....	44
Tabla 10.	Ventajas e inconvenientes del proceso de stripping.....	45
Tabla 11.	Compuestos separados en función de la tecnología.....	47
Tabla 12.	Ventajas e inconvenientes de la filtración por membrana y la osmosis inversa.....	47
Tabla 13.	Síntesis de las operaciones aplicables al tratamiento de residuos ganaderos.....	48
Tabla 14.	Algunas estrategias de tratamiento aplicables a residuos ganaderos, en especial purines, en función de la caracterización de la situación y de los objetivos particulares a cubrir.	50
Tabla 15.	Resumen del Libro “Diagrama básico”.....	53
Tabla 16.	Diferentes formas del nitrógeno.....	62
Tabla 17.	Ratio de caudales de la fracción sólida con un tornillo prensa.....	76
Tabla 18.	Porcentaje de separación de los ST con un tornillo prensa.....	76
Tabla 19.	Porcentaje de eliminación del NT con un tornillo prensa.....	78
Tabla 20.	Porcentaje de eliminación del PT con un tornillo prensa.....	78
Tabla 21.	Cunsumo de energía de un tornillo prensa.....	79
Tabla 22.	Ratio de caudales de la fracción sólida en una centrífuga.....	80
Tabla 23.	Porcentaje de eliminación de los ST PT en una centrífuga.....	80
Tabla 24.	Porcentaje de separación de la DQO PT en una centrífuga.....	81

Tabla 25. Porcentaje de separación del NT PT en una centrífuga.	82
Tabla 26. Porcentaje de separación del PT en una centrífuga.	82
Tabla 27. Consumo de energía de una centrífuga.	83
Tabla 28. Porcentaje de separación de los ST con PAM.	84
Tabla 29. Porcentaje de eliminación de los ST con PAM.	85
Tabla 30. Porcentaje de separación de la DQO _T con PAM.	86
Tabla 31. Porcentaje de separación del NT con PAM.	87
Tabla 32. Porcentaje de separación del PT con PAM.	88
Tabla 33. Resultados de ensayos de biodegradabilidad anaerobia para algunos productos o subproductos (producción de biogás suponiendo un contenido del 65% de CH ₄)	94
Tabla 34. Potencial de producción de metano (G ₀) para diversos residuos ganaderos.	98
Tabla 35. Valores del parámetro cinético K para diferentes tipos de residuos.	99
Tabla 36. Presentación de las Hojas de la Combinación 1.	109
Tabla 37. Presentación de las Hojas de la Combinación 2.	110
Tabla 38. Presentación de las Hojas de la Combinación 3.	111
Tabla 39. Presentación de las Hojas de la Combinación 4.	112
Tabla 40. Condiciones de diseño para la comparación de las combinaciones.	114
Tabla 41. Comparación de las salidas en función del sistema SL escogido para deyecciones porcinas. .	115
Tabla 42. Evaluación de las salidas con los tres separadores SL dispuestos en serie.	117
Tabla 43. Comparación de las salidas con recirculación de fangos del NDN hacia el digester anaerobio.	118
Tabla 44. Comparación de las salidas con recirculación de fangos del NDN hacia la balsa de almacenamiento.	119
Tabla 45. Comparativa de las cinco combinaciones.	121

Índice de Figuras

Figura 1. Evolución del censo ganadero en España entre 1961 y 2005.	23
Figura 2. Distribución de los diferentes subsectores ganaderos en Catalunya.	23
Figura 3. Algoritmo para la adopción de una estrategia general para el manejo de los residuos ganaderos, siendo el nitrógeno el factor limitante	27
Figura 4. Esquema de representación de una balsa.	30
Figura 5. Sistema “slat” de recogida de purines.	30
Figura 6. Balsas de almacenamiento exteriores en explotaciones porcinas.	30
Figura 7. Esquema de representación de un separador SL.	33
Figura 8. Clasificación de los sistemas de separación sólido-líquido.	33

Figura 9. Sistemas de separación SL.....	34
Figura 10. Esquema de una representación de un proceso de compostaje.	35
Figura 11. Pilas de compostaje	36
Figura 12. Esquema conceptual del proceso de compostaje.	36
Figura 13. Esquema de representación de un sistema NDN.	38
Figura 14. Instalación nitrificación-desnitrificación.	38
Figura 15. Esquema de representación de un proceso de digestión anaerobia.	40
Figura 16. Instalación de digestión anaerobia.....	40
Figura 17. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos.....	41
Figura 18. Esquema de representación de los procesos de evaporación y secado.	43
Figura 19. Evaporadores de la planta de tratamiento de purines de Artajona.....	43
Figura 20. Secadero de la planta de tratamiento de purines de Artajona	43
Figura 21. Esquema de representación de un proceso de stripping/absorción.....	44
Figura 22. Unidad de stripping/absorción de la planta piloto de tratamiento. Proyecto BIO-ESUCA.	45
Figura 23. Esquema de representación de un proceso de filtración.....	46
Figura 24. Equipo de osmosis inversa.	46
Figura 25. Presentación de la configuración de cada componente.	52
Figura 26. Presentación de la Hoja de cálculo RMC anaerobio.....	54
Figura 27. Presentación del espacio reservado para los cálculos.	56
Figura 28. Presentación de la Hoja “Entradas”	57
Figura 29. Presentación de la Hoja “Combinación 1”	58
Figura 30. Esquema de distribución de los ST.	59
Figura 31. Fraccionamiento de la DQO.....	60
Figura 32. Relación entre la conductividad eléctrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) y el contenido en nitrógeno amoniacal de purín porcino ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) ($n=308$) (Parera, 2010).....	66
Figura 33. Porcentaje de reducción de los sólidos totales por día, en un periodo de 30 días.....	68
Figura 34. Variaciones en el ratio STD/ST durante el periodo de muestreo.	69
Figura 35. Porcentaje de reducción de los sólidos volátiles por día, en un periodo de 30 días.....	70
Figura 36. Variaciones en el ratio SSV/SST durante 30 días.	71
Figura 37. Efecto de la edad del purín en la concentración de la DQO soluble	72
Figura 38. Variación de la DQO soluble respecto del primer día	72
Figura 39. Porcentaje de aumento del nitrógeno amoniacal respecto del primer día.	74
Figura 40. Porcentaje de reducción de nutrientes en estiércol de vaca a diferentes adiciones de PAM. .	85
Figura 41. Eliminación de SV (%) y producción volumétrica de gas Pv (m^3 biogás/ m^3 dig.día) para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función del tiempo de retención hidráulico	99
Figura 42. Efecto de la concentración de sólidos volátiles en el afluente sobre K.	99

Figura 43. Sistema secuencial de gestión de purines en porcino a lo largo de un año,	102
Figura 44. Sistema secuencial de gestión de estiércoles en el ganado bovino de cebo y leche, ovino y caprino y porcentaje de permanencia de las deyecciones en cada etapa.	103
Figura 45. Evolución de MDF con la temperatura.	104
Figura 46. Espacio de la Hoja “Combinación X” para introducir los valores de diseño de la combinación.	107
Figura 47. Espacio de la Hoja “Combinación X” donde aparecen las salidas.....	108
Figura 48. Esquema de la “Combinación 1”.....	109
Figura 49. Esquema de la “Combinación 2”.....	110
Figura 50. Esquema de la “Combinación 3”.....	111
Figura 51. Esquema de la “Combinación 4”.....	112
Figura 52. Esquema de la “Combinación 5”.....	113

1. INTRODUCCIÓN.

Las deyecciones ganaderas son los excrementos y residuos excretados por el ganado, solos o mezclados, aunque se hayan transformado. Normalmente se distinguen diferentes tipos de deyecciones ganaderas (estiércol, purines y gallinaza, etc.) según su procedencia y el contenido de materia seca (ARC, 2011).

Las deyecciones ganaderas han sido consideradas ancestralmente un recurso valioso para la tierra, porque aportan nutrientes a los cultivos, mantienen el suelo esponjoso y fértil, mejoran su capacidad de retener agua, evitan pérdidas por erosión, y, en definitiva, para tener cosechas más productivas (Campos et al., 2004).

El cambio en la manera de hacer y pensar se produjo en la segunda mitad del siglo XX, cuando se pasó de una relación de subsistencia entre ganadería y agricultura a una ganadería industrial desligada de la producción agrícola.

Como cualquier otra actividad industrial de transformación, la ganadería, en la actualidad, actúa sobre el entorno en grados diferentes de intensidad, consume materia y energía y produce unos bienes y residuos. La intensificación de la actividad comporta la producción de grandes volúmenes de estos residuos, con los consiguientes problemas de gestión y eliminación que se derivan, que por la propia actividad pueden afectar al suelo, las aguas superficiales y subterráneas y el aire, si estos no se gestionan correctamente. (Flotats, 2000). La ganadería también es responsable de una cierta proporción de las emisiones totales de gases de efecto invernadero a la atmósfera debido a la fermentación entérica y a la gestión de las deyecciones ganaderas. En particular, la gestión de las deyecciones ganaderas aumentó en España un 37,2 % la emisión de metano y un 17,9 % la emisión de óxido nitroso entre los años 1990 y 2008 (UNFCCC, 2010).

A la hora de decidir sobre la gestión, la aplicación agrícola y los posibles tratamientos aplicables a las deyecciones ganaderas, es necesario considerar características como la variabilidad en la composición, sobretudo de nitrógeno, potasio y fósforo, la concentración de materia orgánica, la presencia de metales pesados, la concentración de nitrógeno amoniacal, el contenido de agua o la capacidad tampón (Bonmatí y Magrí, 2007). En base a esto, será necesario establecer un plan de gestión.

Un plan de gestión de residuos ganaderos es un programa, individual o colectivo, de actuaciones que conducen a adecuar la producción de residuos a las necesidades de los cultivos, en el espacio y en el tiempo, que incluye, no sólo a los residuos ganaderos sino también a otros residuos orgánicos, producidos en la zona geográfica objeto de estudio, susceptibles de ser aplicados, también, a suelos y cultivos, y además, contempla actuaciones para tomar medidas de reducción de la cantidad de los residuos en origen, propone un plan de aplicación a los suelos y cultivos y establece los tratamientos adecuados de eliminación (Flotats, 2000). En el capítulo 3 se describe más en detalle en que consisten los planes de gestión.

Centrando la atención en los tratamientos, que es el tema que ocupa a este trabajo, la *Guia de Dejeccions Ramaderes* de la Agencia de Residuos de Catalunya y el Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca, Alimentación y Medio Natural de la Generalitat de Catalunya, define una estrategia de tratamiento como *una combinación de procesos con el objetivo de adecuar las deyecciones ganaderas a la demanda como producto de calidad*, siendo un tratamiento una herramienta tecnológica. La demanda corresponde a las necesidades de fertilizantes, enmiendas o sustratos de calidad, los cuales deben tener una calidad/composición determinada dependiendo del cultivo.

En todo caso, el objetivo básico que hay que perseguir es el de aumentar la capacidad de gestión sobre el residuo (Flotats, 2000). Los objetivos particulares pueden ser:

1. Adecuar la producción de residuos a las necesidades estacionales de los cultivos.
2. Transportar fuera de la zona de aplicación del plan de gestión.
3. Valorar económicamente el residuo.
4. Adecuar la composición a los requerimientos del entorno (de suelos, de cultivos, de mínimo impacto ambiental, malos olores).
5. Extraer y recuperar nutrientes valorizables (N, P, etc.).
6. Higienizar/reducir o eliminar patógenos.

No existe ningún tratamiento que elimine o haga desaparecer completamente los purines o el estiércol. Los únicos componentes eliminables, mediante su transformación en compuestos gaseosos inocuos para el medio ambiente, son parte de la materia orgánica y parte del nitrógeno, los cuales pasarán a CO₂ y N₂. El resto sólo se puede separar y/o concentrar.

La idoneidad de un proceso de tratamiento u otro dependerá de cada zona geográfica, de las necesidades que hayan puesto de manifiesto los estudios preliminares del plan de gestión, de la calidad del producto final obtenido y de los costes económicos asociados.

Este trabajo pretende ser una herramienta, que englobe las operaciones unitarias que conforman los diferentes tipos de tratamiento, no sólo individualmente, sino también combinadas entre ellas, para conseguir un objetivo determinado.

Los procesos unitarios a considerar son:

1. Balsas de homogeneización.
2. Aplicación de enzimas y bacterias a balsas.
3. Dosificación de aditivos.
4. Separadores de fases.
5. Precipitación química.
6. Compostaje.
7. Nitrificación-desnitrificación.
8. Digestión anaerobia.
9. Digestión aerobia.
10. Reducción biológica de fósforo.
11. Evaporación y secado.
12. Stripping y absorción.
13. Higienización térmica.
14. Ozonización.
15. Ultrafiltración y ósmosis inversa.

Una vez conocidos los diferentes procesos de tratamiento, estos procesos se pueden combinar para dar lugar a una estrategia que dé la solución a una problemática concreta, y la decisión sobre cuál es el tratamiento idóneo no es sencilla de tomar, no sólo por los costes asociados, sino también por la variabilidad de los residuos que se suelen tratar. Por tanto, dado que es necesaria la codigestión con otros residuos orgánicos para hacer rentable económicamente las instalaciones de tratamiento, se debe poder evaluar el impacto que la introducción de estos nuevos materiales a digerir puede tener en la gestión de los nutrientes. Por este motivo, se necesitan herramientas que ayuden a simular y evaluar instalaciones de tratamiento, a menudo complejas, que incluyan diferentes procesos unitarios, tanto en serie como en paralelo.

Así pues, este trabajo realiza una introducción sobre los procesos unitarios, estudia en profundidad algunos de ellos, crea una estructura en formato MS Excel para realizar el análisis de combinaciones entre algunos de ellos, prueba las combinaciones más usuales, y deja para futuros trabajos la ampliación, con otros procesos y combinaciones, para conseguir una herramienta realmente completa.

2. OBJETIVOS.

El objetivo del presente trabajo es la confección de una herramienta informática que permita evaluar, mediante balances de materia y energía, diferentes combinaciones de procesos de tratamiento de deyecciones ganaderas, conducentes a la producción de energía, mediante digestión o codigestión anaerobia, o a la obtención de productos que permitan una mejora en la gestión de los nutrientes, mediante la aplicación de sistemas de separación (separación de fases sólido/líquido, stripping y absorción de amoníaco), concentración (térmica, de membrana, precipitación) o eliminación biológica de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación (NDN). Los balances deberán contemplar también emisiones de gases de efecto invernadero.

Se utilizarán herramientas computacionales simples, básicamente hojas de cálculo.

El plan de trabajo es el siguiente:

1. Definición de procesos a considerar.
2. Definición de diagramas de flujo de la combinación de procesos según objetivos y escalas.
3. Caracterización de cada proceso: consumo/producción de energía, caudales y concentraciones de entrada y salida, dimensionado básico.
4. Diseño de hojas de cálculo, que permitan estimar los balances en función de las características de los influentes y el dimensionado de cada proceso considerado.
5. Implementación de libros de cálculo para los sistemas combinados.
6. Evaluación de los diagramas de flujo definidos en función de los caudales y concentraciones de influentes en base a los libros de cálculo creado.

El estudio se basará en información publicada suficientemente contrastada. El producto final del trabajo estará constituido por una colección de hojas de cálculo y un informe final, el cual contendrá la descripción de las hipótesis de cálculo y las hojas de cálculo, las evaluaciones resultantes para todos los sistemas estudiados y las conclusiones correspondientes.

La complicación de este estudio radica en la vasta información bibliográfica disponible y en la dificultad que representa sintetizarla correctamente. No obstante, la tarea principal, y seguramente la más compleja, será definir la estructura de las hojas de cálculo, y dejarlas preparadas para que usuarios venideros la tengan disponible para ampliaciones futuras. Por este motivo, sólo se incluirán en la versión desarrollada en el presente trabajo los procesos siguientes: balsas de almacenamiento, sistemas de separación, eliminación biológica de nitrógeno mediante NDN y digestión anaerobia.

3. ESTRATEGIAS DE TRATAMIENTO DE PURINES.

El crecimiento continuado de la población humana, y de su poder adquisitivo, puede generar y justificar las fuerzas promotoras del rápido crecimiento de la producción animal industrializada, entre las que destaca la producción porcina (Babot y Abella, 2008). A nivel español, como se puede ver en la Figura 1, la producción porcina y avícola se ha expandido continuamente, en comparación con el desarrollo de otros sectores ganaderos.

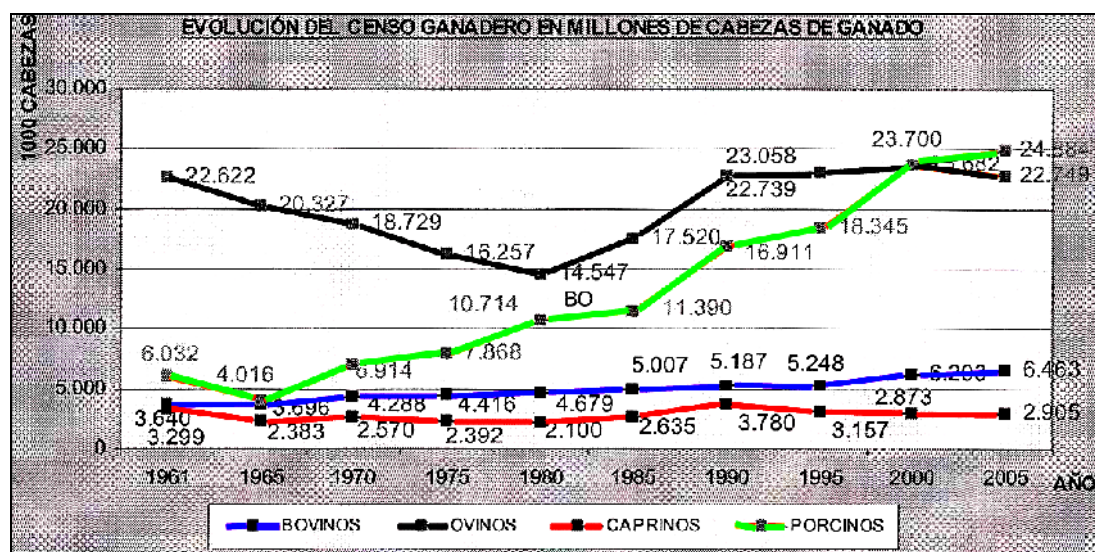


Figura 1. Evolución del censo ganadero en España entre 1961 y 2005.

Fuente: Babot y Abella, 2008 (a partir de datos de FAOSTAT)

En Catalunya, el sector porcino se ha convertido en la principal subsector agrario, no sólo en producción primaria, sino también en la producción de piensos, industrias cárnicas y otros. En la Figura 2 puede verse que el sector porcino ocupó en el 2010 un 56 % de la producción agraria en Catalunya (Babot et al., 2010).

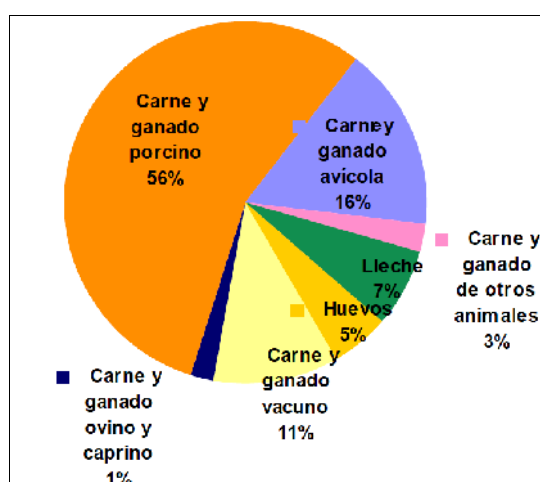


Figura 2. Distribución de los diferentes subsectores ganaderos en Catalunya.

Fuente: Babot et al., 2010 (a partir de Departamento de Agricultura, Alimentación y Acción Rural, 2010)

Para el óptimo aprovechamiento de las deyecciones ganaderas como recurso, es necesario abordar la gestión de forma integral, esto es, desde la minimización en el origen de su producción, incidiendo en la

alimentación y en la mejora de las técnicas de manejo en granja, hasta los métodos de valorización agrícola final, teniendo en cuenta los aspectos organizativos y tecnológicos.

La intensificación en la producción de cabezas de ganado también ha hecho necesaria una actualización de la normativa, habiendo cada vez una legislación más exigente.

La normativa que rige las deyecciones ganaderas es la siguiente:

Normativa europea

- DIRECTIVA 91/676/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991, concerniente a la protección de las aguas contra la contaminación causada por nitratos provenientes de fuentes agrícolas.

Normativa estatal

- REAL DECRETO 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Normativa catalana

- ORDEN AAR/506/2010, de 2 de noviembre, por la que se establecen los criterios para la aplicación de los niveles de reducción en la excreción de nitrógeno del ganado porcino mediante la mejora de la alimentación. (DOGC núm. 5750).
- DECRETO 136/2009, de 1 de septiembre de aprobación del programa de actuación aplicable a las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos que proceden de fuentes agrarias y de gestión de las deyecciones ganaderas (DOGC núm. 5457).
- ACUERDO GOV/128/2009, de 28 de julio de revisión y designación de nuevas zonas vulnerables en relación con la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias. (DOGC núm. 5435).
- DECRETO 50/2005, de 29 de marzo, por el que se desarrolla la Ley 4/2004, de 1 de julio, reguladora del proceso de adecuación de las actividades existentes en la Ley 3/1998, de 27 de febrero, y de modificación del Decreto 220/2001, de gestión de las deyecciones ganaderas. (DOGC núm. 4353).
- DECRETO 476/2004, de 28 de diciembre por el que se designan nuevas zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos procedentes de fuentes agrarias (DOGC núm. 4292, de 31.12.2004).
- DECRETO 220/2001, de 1 de agosto de 2001, de gestión de las deyecciones ganaderas. (DOGC núm. 3447).
- DECRETO 205/2000, de 13 de junio de 2000, de aprobación del programa de medidas agronómicas aplicables a las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos procedentes de fuentes agrarias. (DOGC núm. 3168).
- ORDEN de 22 de octubre de 1998, del código de buenas prácticas agrarias en relación con el nitrógeno. (DOGC núm. 2761).
- DECRETO 283/1998, de 21 de octubre de 1998, de designación de las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos procedentes de fuentes agrarias. (DOGC núm. 2760).
- ORDEN de 7 de abril de 1994, por la cual se fijan las normas de ordenación de las explotaciones porcinas, avícolas, cunícolas y bovinas. (DOGC núm. 1885).

Así pues, un paso previo al estudio de las posibles estrategias de gestión y tratamiento de un residuo determinado es su caracterización, en cuanto a composición y variabilidad, ya que determina qué estrategias de tratamiento son susceptibles de ser aplicadas y qué volumen se genera, que permite determinar la magnitud del problema y su distribución en el territorio, y permite decidir qué tipo de gestión y escala de tratamiento es aplicable, individualizada o centralizada. No hay que olvidar los condicionantes del entorno y los objetivos definidos por el plan de gestión, ya que serán los que definirán la estrategia de tratamiento más adecuada (Bonmatí, 2001).

En el caso de los residuos ganaderos la idoneidad de una determinada estrategia de tratamiento variará mucho en función de si se trata de estiércol o purines, cuyas definiciones son (DARP, 1995):

Estiércol: Mezcla de excrementos animales, orina, lecho y restos de alimentos. Como característica remarcable se puede destacar que la cantidad de materia seca que contiene permite que quede amontonado.

Purines: Mezcla de deyecciones animales -excrementos sólidos y líquidos-, junto con restos de lecho, comida y agua en cantidades variables. La principal característica es el bajo contenido en materia seca, lo que hace que se comporte como un fluido.

La generación de purines normalmente se asocia a las explotaciones de ganado porcino. Sin embargo, actualmente las prácticas de manejo que llevan a la generación de este tipo de residuo líquido se están extendiendo a otro tipo de explotaciones ganaderas, como las de ganado vacuno (Bonmatí, 2001).

En este capítulo se expondrán cuáles son los parámetros básicos que definen las deyecciones ganaderas, definiendo cuáles son los procesos unitarios que se han considerado en el presente trabajo y se hablará de algunas posibles combinaciones, las cuales configurarán estrategias de tratamiento.

3.1. PLANES DE GESTIÓN.

Cuando en una determinada zona hay una intensificación en la producción de cabezas de ganado se hace difícil el manejo de los residuos ganaderos. Aplicar estos residuos directamente al suelo puede producir una serie de efectos negativos, que dependerá de diferentes factores, como la densidad de animales, las características intrínsecas del residuo, la alimentación del ganado, las condiciones climáticas y agrícolas y el manejo y uso. Por tanto, se hace necesario tomar una serie de decisiones sobre cómo gestionar el exceso de nutrientes (Teira y Flotats, 2003).

La legislación actual únicamente contempla un límite máximo de aplicación de las deyecciones ganaderas como fertilizante en función de su contenido en nitrógeno, aunque cabe esperar que en el futuro el fósforo y los metales pesados también sean contemplados en la legislación (Torrallardona, 2008).

En este sentido, la Directiva 91/676/CEE (traspuesta a nivel estatal por el Real Decreto 261/1996 y en Catalunya por el Decreto 283/1998) tiene como objetivo, entre otras cosas, que los estados miembros elaboren códigos de buenas prácticas agrarias y de programas de acción para la prevención de la contaminación por nitratos debido a las prácticas agrarias.

La gestión de los residuos, por tanto, se debe englobar en un plan de manejo de nutrientes (PMN). Un PMN se puede definir como una *serie de acciones realizadas con la finalidad de adecuar la producción de estiércol o purines a la demanda de productos de calidad para los suelos agrícolas* (Teira y Flotats, 2003).

Así, para diseñar un PMN hay que tener en cuenta una serie de factores (Flotats et al., 2009), como son:

- La disponibilidad de suelos y cultivos accesibles para ser fertilizados.
- Los requerimientos nutricionales y la productividad de los cultivos.
- La presencia de otros fertilizantes orgánicos competitivos/sinérgicos en la zona.
- El precio de los fertilizantes minerales.
- Los factores climáticos.
- La densidad e intensidad de la agricultura.

- La estructura y propiedades de las granjas y las tierras agrícolas.
- Las distancias y los costes de transporte.
- Los precios de la energía.

Estos factores afectarían al criterio de adopción de un tratamiento u otro. Los posibles objetivos a la hora de escoger una estrategia de tratamiento podrían ser (Flotats et al., 2009):

- Adecuación de la producción de estiércol a las necesidades de los cultivos de temporada.
- Facilitar el transporte mediante la reducción de volumen.
- Transformación del estiércol en productos valiosos.
- Ajuste de la composición del estiércol a la demanda agrícola.
- Recuperación de nutrientes.
- Eliminación del nitrógeno.
- Estabilización.
- Eliminación de la materia orgánica fácilmente biodegradable.
- Higienización.
- Eliminación de contaminantes orgánicos y de contaminantes xenobióticos¹ y otros.
- Producción de energía renovable y reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.
- Disminución de las emisiones de amoníaco.

No existe una única estrategia de tratamiento para todas las circunstancias o situaciones, y tampoco existe un proceso capaz de eliminar los purines. Sólo el nitrógeno y el carbono, además del agua, pueden ser eliminados a través de la conversión a N_2 , CH_4 y CO_2 . Otros componentes sólo pueden ser separados o concentrados (Flotats y Magrí, 2011). Más adelante, en la Tabla 2 se especifican cuáles son las operaciones unitarias aplicables al tratamiento de las deyecciones ganaderas.

No obstante la minimización se debería considerar como un paso previo a cualquier otro, por ejemplo haciendo cambios en la alimentación del ganado a fin de tener un menor contenido de fósforo y nitrógeno en los purines, esto es lo que pretende la Orden AAR/506/2010. De esta manera se conseguiría reducir los excedentes de nutrientes y por tanto reducir los costes de gestión, con menores necesidades de superficie para la aplicación agrícola (Torrallardona, 2008), o aplicando una alimentación de precisión, mejorando la eficiencia y reduciendo así el nitrógeno y el fósforo residual, porque los animales no fijan más que una parte de los nutrientes contenidos en los alimentos (Pomaret al., 2008). También, el menor consumo de agua permitiría reducir el volumen de purines y reducir los costes de transporte.

Un algoritmo propuesto por Teira y Flotats (2003) para la adopción de una estrategia general para el manejo de los residuos ganaderos, siendo el nitrógeno el factor limitante como aplicación al suelo, puede verse en la Figura 3.

¹ Son productos químicos fabricados por el hombre que no están presentes de manera natural en el medio ambiente y que pueden causar problemas sanitarios y medioambientales. En el sector agrario son un problema especial los antibióticos y las hormonas, frecuentemente usados en las granjas (Flotats y Magrí, 2011).

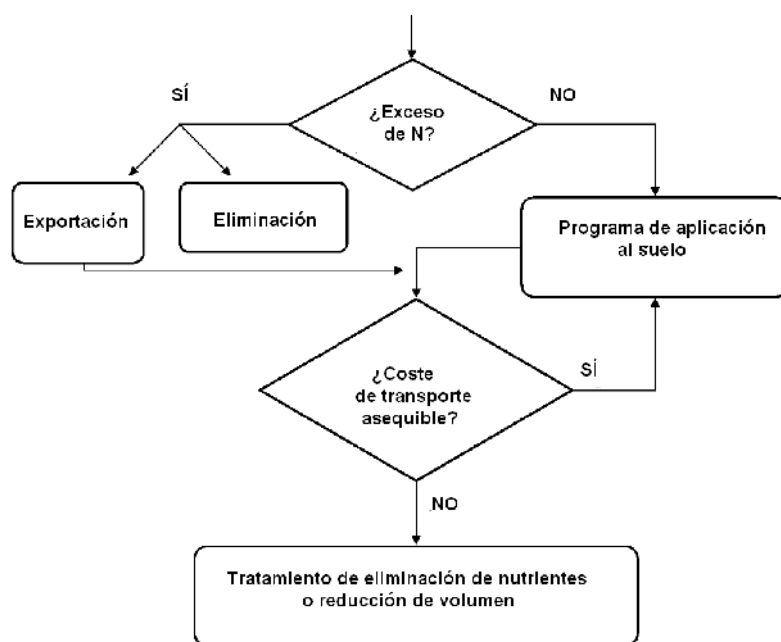


Figura 3. Algoritmo para la adopción de una estrategia general para el manejo de los residuos ganaderos, siendo el nitrógeno el factor limitante
Fuente: Teira y Flotats (2003).

Un balance de nutrientes, entre los producidos en las granjas y las necesidades de los cultivos, darán respuesta a la pregunta de si hay o no un excedente de nutrientes, y a partir de aquí se decidirá, o no, una propuesta de tratamiento. Tecnológicamente se puede hacer prácticamente todo en el campo de las deyecciones ganaderas, pero sin olvidar que ningún tratamiento tiene coste nulo.

En el Anexo 1, “Diagrama de toma de decisiones para adoptar la solución tecnológica adecuada para la gestión de las deyecciones ganaderas”, se muestra una metodología para la toma de decisiones para escoger la solución tecnológica idónea.

3.2. DEFINICIÓN DE LOS PARÁMETROS BÁSICOS QUE DEFINEN LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS DEYECCIONES GANADERAS.

Las características de los purines y el estiércol dependen de muchos factores: de la alimentación, del estado fisiológico de los animales, de tipo de abrevaderos, de las prácticas de limpieza, etc. Incluso, con una misma alimentación, según la edad, los animales la aprovecharán de manera diferente, por tanto, también será diferente la composición de las deyecciones en cada época del año. Los valores en los que se encuentra su composición son muy variables y se mueven en intervalos muy amplios (Campos et al., 2004). Un ejemplo de esos intervalos, para el caso de los purines de cerdo y vacuno de leche, puede verse en la Tabla 1:

Tabla 1. Características de los purines de origen porcino y vacuno de leche.

Parámetro (símbolo)	Unidades	PORCINO		VACUNO DE LECHE	
		Mín. – Máx.	Media	Mín. – Máx.	Media
Sólidos totales (ST)	g/kg	13,68 - 169,00	62,16	119,37 – 8,29	65,04
Sólidos volátiles (SV)	g/kg	6,45 - 121,34	42,33	55,76 – 3,57	40,60
Porcentaje SV/ST	%	46 - 76	65	73,996 – 28,59	59,81
Sólidos suspendidos totales (SST)	g/kg	3,68 - 155,23	49,47		
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	g/kg	3,14 - 115,21	38,70		
Porcentaje SSV/SST	%	55 - 97	79		
Porcentaje SST/ST	%	50 - 97	75		
Demanda química de oxígeno (DQO)	g/kg	8,15 - 191,23	73,02		
Ácidos grasos volátiles (AGV)	g/kg	0,13 - 10,84	5,06		
Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+)	g/kg	1,65 - 7,99	4,54	2,75 – 0,64	1,17
Nitrógeno total Kjeldhal (NTK)	g/kg	2,03 - 10,24	5,98		
Nitrógeno orgánico (Norg)	g/kg	0,40 - 3,67	1,54	5,15 – 0,46	2,06
Porcentaje N-NH_4^+ /NTK	%	57 - 93	75		
Fósforo (P)	g/kg	0,09 - 6,57	1,38	2,82 – 0,99	1,95
Potasio (K)	g/kg	1,61 - 7,82	4,83		
Cobre (Cu)	g/kg	$8,94 \cdot 10^{-3}$ - $191,79 \cdot 10^{-3}$	$39,75 \cdot 10^{-3}$	$15,75 \cdot 10^{-3}$ – $0,44 \cdot 10^{-3}$	$5,94 \cdot 10^{-3}$
Zinc (Zn)	g/kg	$7,13 \cdot 10^{-3}$ - $130,67 \cdot 10^{-3}$	$65,71 \cdot 10^{-3}$	$59,57 \cdot 10^{-3}$ – $6,47 \cdot 10^{-3}$	$31,91 \cdot 10^{-3}$
pH		6,56 - 8,70	7,68	7,61 – 6,92	7,24
Alcalinidad total (ALK_T)		5,08 - 59,25	21,47		

Fuente: Bonmatí (2001) y Fernández (2008) .

Las principales implicaciones que las características de las deyecciones ganaderas tienen en su aplicación al suelo son, entre otras (Bonmatí, 2004):

- Gran variabilidad en composición la composición de macronutrientes (nitrógeno, potasio, fósforo, NKP), que requiere de un correcto cálculo de las dosis adecuadas a los requerimientos de los cultivos.
- Las relaciones entre los macronutrientes (NKP) no suelen ser las adecuadas a las necesidades de los cultivos. Este hecho hace que sea necesario elegir el criterio más limitante a la hora de calcular las dosis y evitar los problemas de contaminación por sobredosis de nutrientes, y complementar las necesidades de los demás nutrientes con abonos inorgánicos.
- La presencia de metales pesados, como el Cu y el Zn hace que continuadas aplicaciones de purines en una misma parcela agrícola puedan llevar a acumulaciones de estos metales en el suelo.
- A pesar de que la concentración de materia orgánica es baja, si se quiere aplicar como enmienda orgánica, su presencia es suficientemente importante para que sea necesario o recomendable un tratamiento de estabilización antes de su aplicación al suelo. De esta manera, también se evitan malos olores y emisiones de compuestos volátiles en su aplicación.
- Las altas concentraciones de N-NH_4^+ implican un alto riesgo de contaminación ambiental. Su volatilidad, así como su rápida oxidación a nitratos, los cuales tienen una gran movilidad en el suelo, comportan la contaminación de los cursos de aguas (subterráneas y superficiales). Asimismo, la oxidación parcial a óxidos de nitrógeno (N_2O y NO_x) tiene una especial incidencia sobre el entorno.
- El alto contenido en agua es, también, uno de los importantes limitantes en la aplicación de los purines, ya que el coste de su transporte y aplicación es muy elevado teniendo en cuenta el contenido de nutrientes.

3.3. DEFINICIÓN DE LOS PROCESOS U OPERACIONES UNITARIAS A CONSIDERAR.

La idoneidad de uno u otro tratamiento se verá influenciada por las condiciones del entorno, los objetivos planteados y la escala de tratamiento.

En el “Informe per a la millora de la gestió dels purins porcins a Catalunya”, publicado por el Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible de la Generalitat de Catalunya (Teira, 2008), se dividen los tratamientos en:

- Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas.
- Tratamientos de estabilización de la materia orgánica.
- Tratamientos con producción de energía.
- Tratamientos que actúan sobre el contenido de nitrógeno.
- Tratamientos que actúan sobre el contenido de fósforo.
- Tratamientos que actúan sobre el contenido de agua.
- Tratamientos combinados.

En la Tabla 2 se muestra un resumen de las operaciones unitarias aplicables según el objetivo propuesto de eliminación.

Tabla 2. Síntesis de operaciones aplicables al tratamiento de las deyecciones ganaderas.

Objetivo principal	Operación unitaria
Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas.	Incorporación de aditivos Separación sólido-líquido Electrocoagulación Membranas/Osmosis inversa
Tratamientos de estabilización de la materia orgánica.	Compostaje Digestión aerobia autotérmica Ozonización
Tratamientos con producción de energía.	Digestión anaerobia Conversión termoquímica Producción de hidrógeno Bioelectricidad
Tratamientos que actúan sobre el contenido de nutrientes (N/P).	Nitrificación-desnitrificación Nitrificación parcial-Anammox <i>Stripping</i> /Absorción Eliminación de fósforo
Tratamientos que actúan sobre el contenido de agua.	Evaporación/Secado Biosecado

Fuente: Teira (2008).

A continuación se detallarán algunas de las operaciones unitarias mencionadas más usuales. No se incluirá explicación de otros procesos emergentes, tales como ozonización, reducción biológica de fósforo, secado/peletización, higienización térmica.

3.3.1. BALSAS

La balsa es una herramienta utilizada para regular el equilibrio entre la producción continua de purines y la aplicación estacional en los cultivos. Esta regulación se realiza gracias al volumen de la balsa, que

debe ser el necesario para hacer una buena gestión de los nutrientes, principalmente del nitrógeno (Campos et al., 2004).

Un esquema de una representación de una balsa se muestra en la Figura 4.

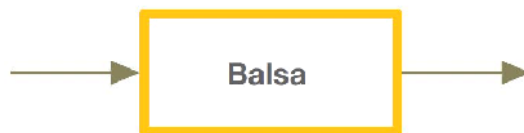


Figura 4. Esquema de representación de una balsa.

Fuente: Campos et al., 2004.

El sistema de almacenamiento de las deyecciones ganaderas está constituido por los estercoleros (para estiércoles y la gallinaza), las fosas interiores de las naves y las balsas exteriores (para los purines porcinos y bovinos y la gallinaza semilíquida de explotaciones ponedoras).

Un ejemplo de fosa interior para recoger purines porcinos puede verse en la Figura 5.



Figura 5. Sistema "slat" de recogida de purines.

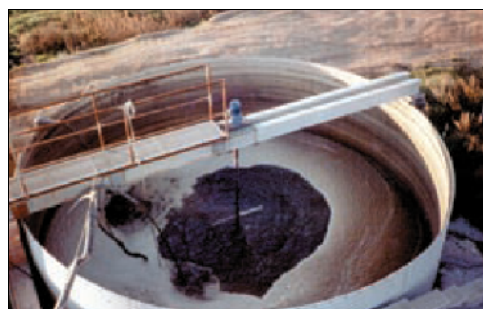
Fuente: GESFER

En ocasiones, las balsas exteriores incluyen un sistema de agitación, a una revolución tal que permita por un lado la homogeneización de los purines pero por otro lado que impida la oxigenación. Una foto de balsas típicas exteriores puede verse en la Figura 6.



Balsa impermeabilizada con una lámina plástica y un cercado perimetral.

Foto: M.R. Teira



Balsa de almacenamiento con agitación.

Foto: A. Magrí

Figura 6. Balsas de almacenamiento exteriores en explotaciones porcinas.

Fuente: DARP (2006).

Durante el almacenamiento se producen efectos interesantes, como pueden ser la reducción de agentes patógenos y un cierto grado de mineralización. Por contra, se producen fermentaciones incontroladas y pérdidas por volatilización de amoníaco y compuestos orgánicos, por lo cual se generan olores desagradables y pérdida de valor fertilizante del purín. Para evitarlo, es conveniente cubrir las balsas

para evitar que los animales respiren el ambiente enrarecido a causa de la volatilización del amoníaco y la materia orgánica, y también que la balsa se encuentre fuera del recinto sanitario de la granja, para facilitar la evacuación sin la necesidad de que entren tractores o cisternas. Esto último permite ahorrar en la desinfección de estos equipos.

En cualquier caso, el sistema de almacenamiento tiene que ser impermeable y con suficiente capacidad para hacer frente a la realidad cambiante y variable de las explotaciones agrícolas y ganaderas. Por ejemplo, el volumen dependerá del caudal de purines que se generen, cuanto más aguados sean más caudal se producirá y más volumen necesitará, las épocas de lluvias y sequía, etc. Un ahorro de agua en la granja repercutirá siempre económicamente y de una manera positiva en el volumen necesario de la balsa y en coste de transporte.

Trabajar con deyecciones apenas generadas, así como evitar periodos prolongados de almacenamiento de las fracciones ya separadas, permite evitar fenómenos de degradación incontrolada. Gracias a esta práctica de manejo es posible mejorar eficiencias de separación (Møller et al., 2002), reducir las emisiones de malos olores, y las pérdidas por volatilización o la solubilización de determinados componentes. Por eso el parámetro más importante en una balsa es el tiempo de almacenamiento (Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Generalitat de Catalunya), que dependerá de la capacidad volumétrica de la balsa, que tendrá que ser suficiente para asegurar una correcta gestión de las deyecciones. El sistema de almacenamiento deberá tener una autonomía, medida en meses, suficiente, en función de las posibilidades de aplicación agrícola de las deyecciones pero, en cualquier caso, será como mínimo la que se indica en la tabla 1 del Anexo 2 "Autonomía de almacenamiento, en meses, de las deyecciones, requerida en las explotaciones ganaderas según la ubicación de las instalaciones (naves) y la consistencia del producto". La Orden de 7 de abril de 1994, por la cual se fijan las normas de ordenación de las explotaciones porcinas, avícolas, cunícolas y bovinas, es la que regula los criterios de almacenamiento de estas explotaciones.

En Catalunya, el Documento IT-210, publicado por la Oficina d'Acreditació d'Entitats Col·laboradores, de la Generalitat de Catalunya el 27-09-2010, establece los criterios para la medida de la capacidad de almacenamiento de las deyecciones en una explotación ganadera, que se resumen a continuación:

Gallinaza

- En las explotaciones avícolas que funcionan con el sistema "todo dentro - todo fuera"², la capacidad de almacenamiento necesaria será la que corresponda a la duración del ciclo productivo, excepto cuando la duración del ciclo productivo sea inferior al que correspondería según la tabla de almacenamiento. Cuando la duración del ciclo sea inferior a la autonomía de almacenamiento que fijan las tablas, se requerirá el almacenamiento de las tablas, pero pudiendo contabilizar los meses correspondientes a la duración del ciclo productivo que los animales están dentro de las instalaciones. Esta duración del ciclo se complementará con la autonomía de los estercoleros ubicados fuera de las naves y que como mínimo deben tener cabida para almacenar las deyecciones generadas en un ciclo.
- En el caso de gallinaza sólida destinada a fincas de fuera de Cataluña, con sistema "todo dentro - todo fuera" y sin sistema de almacenamiento externo, si se aporta el contrato con el transportista autorizado indicando, explícitamente, que se retirará la gallinaza directamente del interior de la nave al acabar el ciclo productivo, esta explotación no necesitará justificar un sistema de almacenamiento externo. También es necesario que se aporte el acuerdo con la empresa agrícola receptora. Cuando la persona transportista indique una frecuencia de recogida determinada será necesario disponer de un sistema de almacenamiento externo equivalente a la frecuencia de recogida establecida en el contrato.

² Es un sistema de seguridad e higiene en el que ingresan las aves de la misma edad (TODO DENTRO), y al momento de descartarlas debe salir el lote completo (TODO FUERA), para evitar que las aves de nuevo ingreso enfermen a las aves en la granja.

Estiércol y purines

En el caso de realizar gestión de las deyecciones con un gestor de residuos autorizado, la capacidad de almacenamiento mínima de que deben disponer las explotaciones, por la parte de deyecciones que se gestionan fuera el marco de la explotación agraria, debe ser suficiente para 4 meses de autonomía.

Ovino y caprino

En las explotaciones de ganado ovino y/o caprino se podrá contabilizar, como capacidad de almacenamiento de las explotaciones, el almacenamiento en el interior de las naves siempre que el suelo sea impermeable y estanco.

Las ventajas e inconvenientes de las balsas de almacenamiento pueden verse en la Tabla 3.

Tabla 3. Ventajas e inconvenientes de las balsas de almacenamiento

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none">- Aprovechamiento del valor fertilizante de los purines cuando los cultivos lo necesiten.- Reducción de patógenos y, en general, reducción de la capacidad de contaminación microbiológica, aunque no total.- Reducción de pérdida de valor fertilizante, de malos olores y de molestias a la vecindad, si la balsa está cubierta.- Reducción de agua de lluvia que entra en la balsa, y que incrementará el coste del transporte, si la balsa está cubierta.	<ul style="list-style-type: none">- Si el volumen necesario es muy grande, la superficie ocupada y la inversión pueden ser elevadas.- En esta situación puede ser interesante plantear balsas colectivas para reducir costes, pero sin olvidar que tienen que gestionarse.- Si las balsas no están cubiertas, se aumenta el volumen de los purines por efecto de la lluvia y se producen emisiones de gas a la atmosfera que ocasionan malos olores.- La balsa no es un elemento estático, es necesario mantenerla: deben revisarse posibles fugas y limpiar el fondo periódicamente para retirar arenas y otros materiales que reduzcan la capacidad de almacenamiento y comprobar la impermeabilidad de la misma.- No es estrictamente un inconveniente, pero implica la dedicación necesaria de cierto tiempo para el mantenimiento.

Fuente: Campos et al., 2004.

Muchas veces se aplican aditivos químicos y/o biológicos a los purines o al pienso con el objetivo de reducir las emisiones de olores, reducir las emisiones de amoníaco y otros gases contaminantes y fluidificar para evitar la formación de costras y la proliferación de insectos.

3.3.2. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO

Un proceso de separación sólido-líquido (SL) es un proceso de separación de fases que permite dividir las deyecciones en dos fracciones diferentes, una sólida (FS), con un contenido en sólidos más elevados que las deyecciones originales, y una fase líquida (FL), una fase acuosa que contiene elementos disueltos y en suspensión (Teira, 2008). La separación SL no modifica el contenido de componentes de las deyecciones, pero permite una redistribución de los constituyentes, y por tanto mejorar la capacidad de gestión (Campos et al., 2004).

Un esquema de una representación de un separador SL se muestra en la Figura 7.

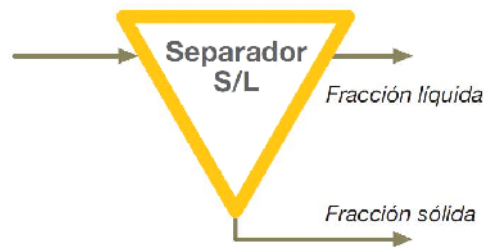


Figura 7. Esquema de representación de un separador SL.
Fuente: Campos et al., 2004.

Los equipos de separación de fases se encuentran en un gran número de explotaciones ganaderas. Los rendimientos máximos que se obtienen en estos casos son muy elevados, y reportan una mejora importante en la gestión de las deyecciones. Por ejemplo, la FS resultante se puede estabilizar mediante un proceso de compostaje o transportar a otras instalaciones, y la FL se puede tratar o aplicar directamente a los cultivos agrícolas.

Los sistemas mecánicos de separación se pueden clasificar en tres grandes grupos según cual sea el tipo de fuerza que posibilita el proceso: la gravedad, la compresión o la centrifuga. Un esquema de los sistemas de separación SL puede verse en la Figura 8.

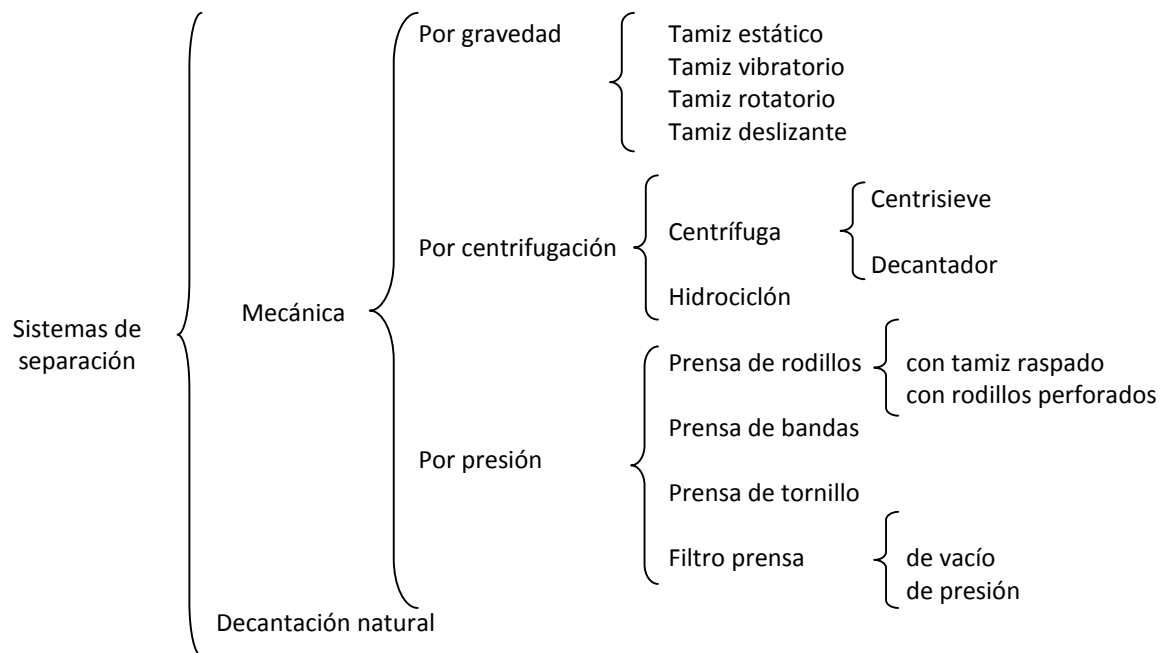
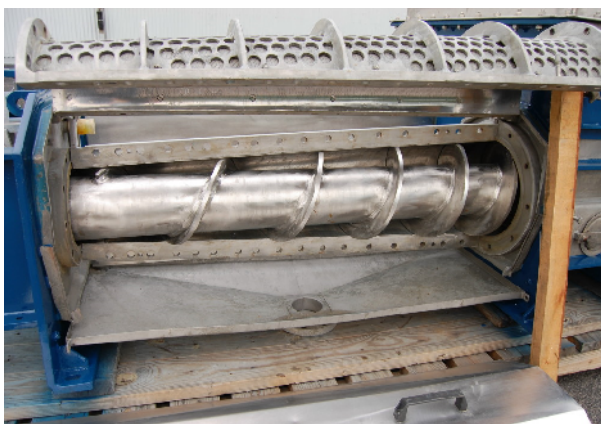


Figura 8. Clasificación de los sistemas de separación sólido-líquido.
Fuente: Campos et al., 2004

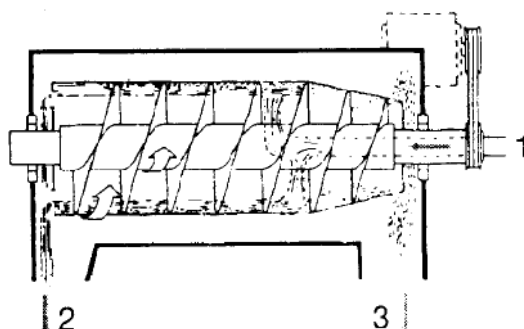
En la Figura 9 pueden verse diferentes imágenes de los dos sistemas de separador SL que se analizarán en este trabajo:



Fuente: Alard Equipment

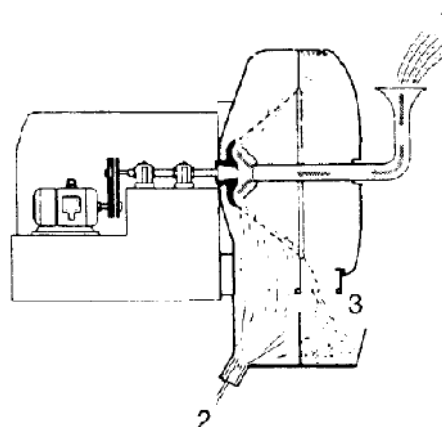


Fuente: Larsson



Tornillo prensa.

Fuente: Sheffield et al. (2009)



Centrisieve.

Fuente: Sheffield et al. (2009)

Figura 9. Sistemas de separación SL

(1 = entrada purines; 2 = salida líquidos; 3 = salida sólidos)

Para aumentar la eficacia de la separación puede utilizarse algún tipo de agente químico. Estos sistemas de depuración consisten en métodos de transferencia de partículas suspendidas en una solución a una fase sólida, separable mediante algún sistema de separación sólido-líquido. Estas partículas suspendidas se caracterizan por tener un tamaño muy pequeño (coloides) y por no sedimentar de manera natural, debido a su tamaño y al hecho de que tienen carga superficial (normalmente negativa), lo cual causa repulsión mutua y la tendencia a mantener la distancia entre sí en la suspensión. Para conseguir que estos coloides sean decantables se requiere la ayuda de agentes químicos, para provocar la coagulación y/o floculación. Los coagulantes neutralizan las cargas eléctricas repulsivas, y permiten que se aglomeren formando flóculos, que sedimentarán. Los coagulantes facilitan la aglomeración o la agregación, para formar flóculos más grandes y facilitar la sedimentación por gravedad o la separación por flotación.

Son coagulantes o floculantes habituales el sulfato de aluminio, el sulfato de hierro o el cloruro de hierro, también lo son las poliacrilamidas (Walker, 2003).

La separación sólido-líquido afecta a las siguientes características:

- La aptitud de las deyecciones ante un tratamiento.
- Reduce los malos olores.
- Distribuye los nutrientes entre la fracción sólida y la fracción líquida.

Las ventajas en inconvenientes de una separación sólido-líquido en la Tabla 4.

Tabla 4. Ventajas e inconvenientes de la separación sólido-líquido

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Aumento de la capacidad de gestión de las deyecciones, es decir, aumento de la capacidad de tomar decisiones. - Acondicionamiento de las deyecciones para la aplicación posterior de un tratamiento. Tener una buena separación sólidos-líquido implica obtener una fracción líquida clarificada y la posibilidad de un proceso posterior de nitrificación-desnitrificación con bajo consumo energético. - Control de malos olores gracias al hecho que se evitan procesos de descomposición incontrolados. - El uso de agentes químicos contribuye al proceso físico de separación, y los rendimientos de la separación mejoran. - Si se utilizan polielectrolitos orgánicos biodegradables no tóxicos, la fracción sólida se puede tratar por digestión anaerobia y/o compostaje. 	<ul style="list-style-type: none"> - El uso de agentes químicos puede representar un coste de operación importante. - La eficiencia puede depender del PH, que deberá controlarse. - Tanto la separación física como la fisicoquímica son procesos de separación, por tanto, no eliminan por si mismos la materia orgánica ni el nitrógeno.

Fuente: Campos et al., 2004

3.3.3. COMPOSTAJE

El proceso de compostaje consiste en la descomposición biológica aerobia ya estabilización de sustratos orgánicos, bajo condiciones que permitan el desarrollo de temperaturas termófilas, entre 50 y 70 °C, como resultado de la generación de energía calorífica de origen biológico, de la cual se obtiene un producto final estable, libre de patógenos y semillas, y puede ser aplicado al suelo beneficiosamente (Campos et al., 2004).

Un esquema de una representación del proceso de compostaje se muestra en la Figura 10.

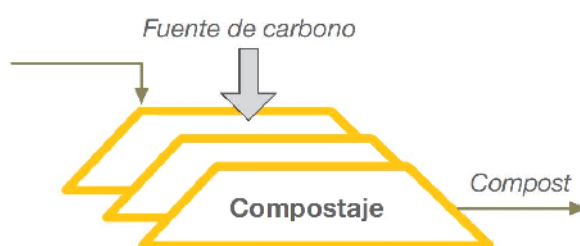


Figura 10. Esquema de una representación de un proceso de compostaje.

Fuente: Campos et al., 2004.

El sistema más simple y asequible de proceso de compostaje consiste en la formación de pilas o hileras de unos 2 m de altura que se voltean periódicamente (ver Figura 11) y se humedecen cuando es necesario (pilas volteadas). El volteo se realiza con una pala de tractor o con una máquina volteadora especial. Este volteo se realiza según la temperatura o la humedad o bien se lleva a cabo periódicamente. Existen otros sistemas que permiten un proceso más rápido y un control más exhaustivo de la cantidad de aire infiltrado, pero a un coste más elevado. Las pilas pueden tener una sección transversal triangular o trapezoidal, y una longitud que puede ser superior a 20 m. Si son demasiado altas (más de 3 m), la compresión no deja entrar aire; si son demasiado bajas, o en general pequeñas, cuesta que suba la temperatura porque, a la pila, le cuesta poco enfriarse (Campos et al., 2004).



Figura 11. Pilas de compostaje
Fuente: Campos et al., 2004

Al inicio del proceso, si hay oxígeno disponible para el volteo u otro método, las reacciones biológicas de descomposición de la materia orgánica dan lugar a un incremento de la temperatura, que en su momento provocará una evaporación de parte de la humedad. Se debe ir aportando el aire necesario para que este proceso continúe hasta que la materia orgánica degradable se consuma y baje la temperatura. Esta es la fase de descomposición. Más tarde tendrá lugar la fase de maduración, más lenta, en la cual acaba de realizarse el proceso de estabilización a temperatura ambiente.

A causa de la acción de los microorganismos, se consume oxígeno y se produce dióxido de carbono, agua y calor. El sistema tiene pues, un requerimiento de aire que puede ser suministrado por volteo de la pila o por sistemas más complejos, como la aireación con un sistema soplante. La aireación proporciona oxígeno a los microorganismos y regula el exceso de humedad por evaporación, a la vez que se mantiene la temperatura adecuada (ver Figura 12).

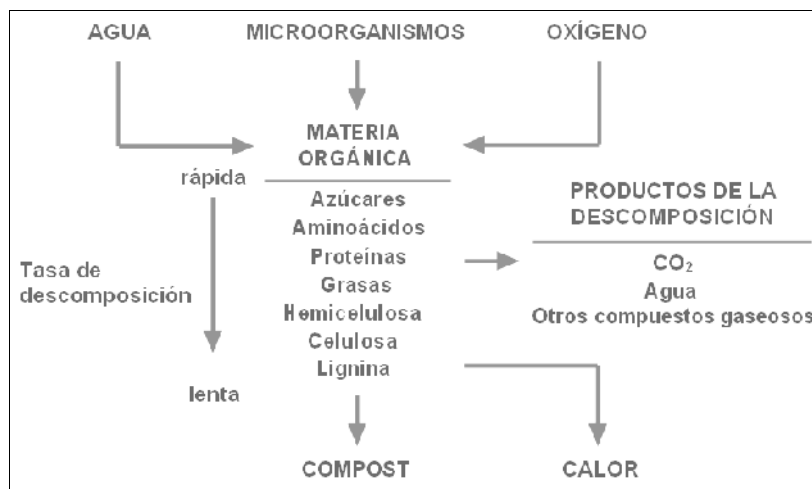


Figura 12. Esquema conceptual del proceso de compostaje.
Fuente: Campos et al., 2004.

Para que el proceso se pueda iniciar, deben cumplirse unas condiciones iniciales de humedad, estructura y composición (Teira, 2008):

- Se considera óptimo un rango de humedad entre el 40 y el 65 % para que se desarrolle correctamente el proceso. En todo caso siempre debe situarse por debajo del 80 %. Si se da una falta de agua, el proceso se ralentiza y la materia orgánica no se puede descomponer totalmente. Si hay un exceso de agua, ésta impide que el oxígeno entre en los poros y limita el crecimiento de los microorganismos.
- Es necesario que el residuo tenga una porosidad suficiente para que permita el paso del aire y así evitar las zonas de anaerobiosis. Tanto la porosidad como la estructura, la textura o el tamaño de la partícula afectan al proceso, ya que limitan o favorecen la aeración y, a su vez, la

descomposición. Normalmente, se requerirá una mezcla de los estiércoles con materia vegetal (paja, restos de poda, corteza de pino, etc.) para conseguir esta porosidad.

- La relación C/N es clave para el correcto desarrollo del compostaje. Se recomiendan valores entre 25 y 35 para empezar el proceso, ya que valores superiores limitan la velocidad del proceso y valores inferiores provocan la emisión de grandes cantidades de nitrógeno en forma de amoníaco. En este último caso se debe mezclar el residuo con materiales que tengan, por contra, mucho carbono y poco nitrógeno, por ejemplo, con material vegetal, tanto para regular la humedad inicial como la porosidad y la relación C/N.

El proceso de compostaje afecta a las siguientes propiedades:

- Las altas temperaturas que se alcanzan permiten la higienización de las deyecciones, eliminando patógenos, semillas de malas hierbas, huevos y larvas de insectos. Es por ello que debe asegurarse que se mantienen temperaturas superiores a los 55° C durante dos semanas, o superiores a los 65° C durante una semana.
- Se eliminan también los malos olores, por descomposición de compuestos volátiles.
- Se reduce el peso, el volumen y la humedad.
- En condiciones de trabajo ideales no afecta al nitrógeno total, y parte del nitrógeno amoniacal pasa a orgánico. En situaciones no ideales, hay pérdida de nitrógeno amoniacal que debe evitarse siempre.

Se muestra un resumen de cuáles son las ventajas e inconvenientes del proceso de compostaje en la Tabla 5.

Tabla 5. Ventajas e inconvenientes del proceso de compostaje

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Obtención de una enmienda orgánica (compost). - Reducción del peso y el volumen (entre el 40 y el 50%), por descomposición de materia orgánica y evaporación de agua. Esto facilita la gestión y el transporte. - Puede producir materiales alternativos a sustratos no renovables, como puede ser la turba. - Disminución de los malos olores. - Higienización a causa de las temperaturas alcanzadas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Debe disponer de espacio suficiente, una superficie impermeabilizada y un sistema de recogida de lixiviados, que se podrán reutilizar para regar el compost. - Si se parte de unas deyecciones que contengan una concentración apreciable de metales pesados, o incluso si se mezclan con otros residuos que puedan contener, estos metales se concentran en el compost, con lo cual se pierde valor agronómico. - Si la relación C/N es muy baja se perderá nitrógeno por emisión de amoníaco a la atmosfera.

Fuente: Campos et al., 2004

3.3.4. NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN (NDN)

El proceso de nitrificación-desnitrificación (NDN) tiene como objetivo básico la eliminación del nitrógeno que hay en un residuo, básicamente en la FL, por tanto requiere de una separación previa de las fases sólida y líquida. Se trata de un proceso microbiológico en el cual el amonio es oxidado por bacterias autótrofas a nitrato en presencia de oxígeno y carbono inorgánico (nitrificación) y, a continuación, este nitrato es reducido por bacterias heterótrofas a nitrógeno molecular gas (N₂), en ausencia de oxígeno y presencia de carbono orgánico (desnitrificación), (Teira, 2008).

El sistema tiene una entrada, la FL de los purines, y dos salidas: el efluente líquido tratado y los fangos, y el nitrógeno no eliminado, en forma de N₂, se distribuirá entre estas dos salidas (ver Figura 13 y Figura 14).

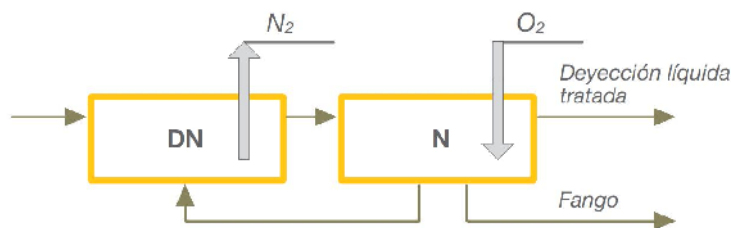


Figura 13. Esquema de representación de un sistema NDN.

Fuente: Campos et al., 2004.



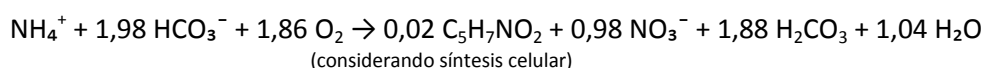
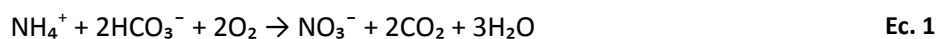
Figura 14. Instalación nitrificación-desnitrificación.

Fuente: Campos et al., 2004.

Nitrificación autótrofa

La nitrificación autótrofa es un proceso microbiológico aerobio, de dos etapas, por el cual el amonio es oxidado a nitrito y, posteriormente, el nitrito es oxidado a nitrato. Este proceso lo realizan microorganismos autótrofos. En la primera etapa, el amonio es oxidado a nitrito (nitritación) y seguidamente, el nitrito es oxidado a nitrato (nitratación), (Bonmatí y Magrí, 2007).

Las bacterias nitrificantes obtienen la energía mediante reacciones de oxidación (nitrógeno) y reducción (carbono inorgánico, $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$). Dada la poca energía producida, estas bacterias se caracterizan por tener una baja velocidad de crecimiento y una baja producción de biomasa. La reacción de la Ec. 1 describe el proceso global de la nitrificación, considerando y sin considerar la síntesis celular. Según esta reacción, por cada gramo de N-NH_4^+ oxidado se consumen 4,57 g de O_2 y 7,14 g de alcalinidad (CaCO_3). Este consumo puede comportar disminuciones importantes en el pH del medio (óptimo en torno a 8,0), hecho que limitaría la actividad biológica (Bonmatí, 2001).

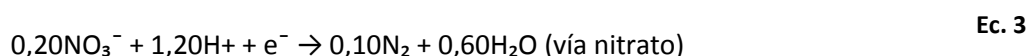
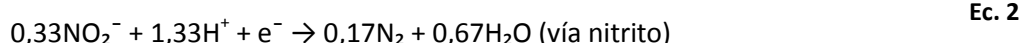


Si no se tiene en cuenta, durante el diseño de la instalación, la variabilidad de la composición de las deyecciones ganaderas en el tiempo, será posible que se den episodios de sobrecarga que conlleven su desestabilización. Algunas de las posibles consecuencias de una carga excesivamente elevada son: aumento de la temperatura por encima de la óptima de nitrificación debido al calor de reacción desprendido (especialmente importante en épocas cálidas), falta de oxígeno para la oxidación del nitrógeno, disminución de la velocidad específica de reacción, acumulación de nitrógeno amoniacal en el interior del reactor, emisiones de NH_3 a la atmósfera, desnitrificación no controlada en el propio reactor aerobio, generación de espumas, etc. (Bonmatí y Magrí, 2007, a partir de Choi y Eum, 2002).

Desnitrificación heterótrofa

La desnitrificación es el proceso microbiológico por el cual los nitratos son reducidos a nitrógeno molecular. En realidad se trata de un proceso secuencial en el que los nitratos son transformados progresivamente a nitritos, óxido nítrico, óxido nitroso y finalmente nitrógeno molecular, que es liberado a la atmósfera. Precisamente, uno de los principales problemas de la desnitrificación es que el N se transfiera en forma de óxidos, pues estos gases contribuyen a la contaminación atmosférica (Bonmatí y Magrí, 2007).

Los microorganismos heterótrofos responsables de este proceso son principalmente aerobios facultativos, capaces de adaptarse a las condiciones del medio en que se encuentren. En condiciones anóxicas, es decir, en ausencia de oxígeno y presencia de nitritos o nitratos, utilizan estos compuestos como aceptor final de electrones en lugar del oxígeno (Ec. 2 y Ec. 3) (Bonmatí, 2001). Así pues, el oxígeno es el regulador más importante de la actividad desnitrificante. El rendimiento energético de la respiración aerobia es ligeramente superior al de la desnitrificación y esto hace que la entrada de O₂ en un sistema anóxico inhiba dicho proceso.



Los microorganismos heterótrofos necesitan una fuente de carbono orgánico para oxidar. Es necesario, pues, una buena relación DBO/N-NH₄ en la FL a tratar (valor mínimo en torno a 5) y una materia orgánica fácilmente biodegradable para una buena cinética de desnitrificación. La NDN afecta a los siguientes parámetros (Campos et al., 2004):

- Transformación de nitrógeno orgánico y amoniacal en nitrógeno gas inerte y no contaminante.
- La eliminación de la materia orgánica.
- Puede afectar a la volatilización de amoníaco si no se opera correctamente.
- Reduce los malos olores, o pueden generarse si no se tiene cuidado.
- Se modifica el pH y la alcalinidad.

Las ventajas e inconvenientes de esta operación se pueden ver en la Tabla 6.

Tabla 6. Ventajas e inconvenientes del proceso de nitrificación-desnitrificación

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none">- Eliminación de nitrógeno.- Eliminación de materia orgánica sin necesidad de aportar oxígeno.- Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.- Reducción de los malos olores.	<ul style="list-style-type: none">- No permite cerrar el ciclo del nitrógeno, a diferencia de los procesos de recuperación.- Coste de inversión relativamente elevado, según el número de equipos que deben considerarse.- Coste de explotación que depende mucho del consumo eléctrico por aeración. Este consumo acostumbra a ser uno de los factores que limitan el sistema.- Necesidad de control a causa de la gran cantidad de variables que intervienen en él: composición del residuo, cargas aplicadas, diferentes poblaciones bacterianas, temperatura, etc.- Proceso sensible a la presencia de tóxicos e inhibidores, entre los cuales se da el mismo sustrato durante la nitrificación.- Se genera un fango que deberá gestionarse.- Como cualquier proceso biológico, debe funcionar de manera continua, sin paradas.- Debe asegurarse de que las deyecciones aporten suficiente carbono orgánico para la desnitrificación, y carbono inorgánico para la nitrificación.

Fuente: Campos et al., 2004.

La eficacia del proceso de nitrificación-desnitrificación depende de diversos factores, hecho que justifica la variabilidad en los rendimientos que se presentan. Algunos de estos factores son (Campos et al., 2004):

- Composición de las deyecciones.
- Biodegradabilidad de la materia orgánica.
- Disponibilidad de suficiente materia orgánica durante la desnitrificación.
- Objetivo del tratamiento (eliminación parcial o total del nitrógeno).

Debido a la necesidad de oxígeno y agitación, existe un consumo eléctrico, que se mueve entre 10 y 25 kWh·m⁻³ de purines. Si se ha realizado previamente una separación SL muy buena, con una gran transferencia de amonio a la fracción sólida, el coste energético puede bajar por debajo de 10 kWh·m⁻³. Esta gran variabilidad depende de los factores siguientes (Campos et al., 2004):

- Eficacia del sistema de aeración utilizado.
- Consumo de oxígeno para nitrificar (alrededor de 4,6 kg O₂·kg⁻¹ N)
- Consumo de oxígeno para oxidar materia orgánica en la fase aerobia (que debe evitarse si es posible).
- Contenido de materia orgánica de los purines.
- Contenido de nitrógeno amoniacal y diseño del sistema utilizado.

3.3.5. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia, también denominada biometanización, es un proceso biológico, que tiene lugar en ausencia de oxígeno, en el cual parte de la materia orgánica de las deyecciones se transforma, por la acción de microorganismos, en biogás.

Un esquema de representación de un fermentador anaerobio y una imagen de una instalación de digestión anaerobia pueden verse en la Figura 15 y Figura 16 respectivamente.

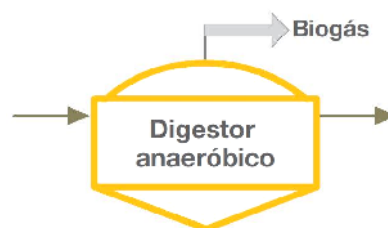


Figura 15. Esquema de representación de un proceso de digestión anaerobia.

Fuente: Campos et al., 2004.



Figura 16. Instalación de digestión anaerobia.

Fuente: Biodisol

Se trata de un proceso complejo, dividido en diferentes etapas (ver Figura 17), en cada una de la cual intervienen diferentes grupos de microorganismos. La materia orgánica, compuesta por 4 grandes grupos de moléculas: lípidos, carbohidratos, proteínas y compuestos no biodegradables, se descomponen en compuestos más sencillos: ácidos grasos, glúcidos y aminoácidos, que son los principales intermediarios y moduladores del proceso. Estos ácidos son consumidos por los microorganismos metanogénicos, que son los que producen el metano y el dióxido de carbono. Todos estos procesos tienen lugar de manera simultánea en el reactor.

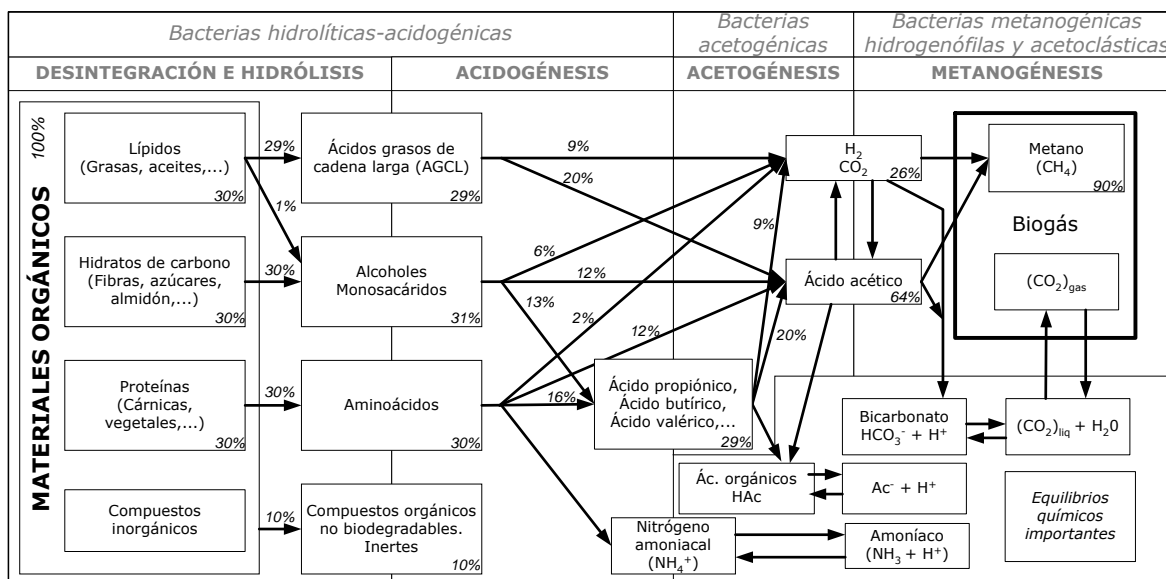


Figura 17. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos.

(Los porcentajes indican la distribución del flujo de DQO de la digestión de materia orgánica particulada, formada por un 10% de compuestos no biodegradables y un 90% de hidratos de carbono, proteínas y lípidos, a partes iguales.)

Fuente: Flotats (2009)

El biogás es un combustible, compuesto básicamente por CH₄ (60-70 %) y CO₂ (30-40 %), y 10 m³ de biogás equivalen a 6-7 m³ de gas natural (Flotats y Sarquella, 2008). El proceso de metanización se puede realizar en tres rangos de temperaturas: inferiores a los 20 °C (régimen psicrófilico), alrededor de los 35° C (régimen mesófilico) o alrededor de los 55° C (régimen termófilico). Con el aumento del rango de temperaturas aumenta la tasa de hidrólisis, la velocidad de crecimiento de las bacterias, y con esto la velocidad de producción de biogás. Parte del biogás producido se utiliza para mantener esta temperatura.

A pesar de que a mayor temperatura se obtiene mayor producción de biogás, el régimen termófilo requiere mayor control y seguimiento, dado que las altas temperaturas favorecen la aparición de inhibidores, como el nitrógeno amoniacal.

El proceso de digestión anaerobia afecta a los siguientes parámetros (Campos et al., 2004):

- Reduce la concentración de materia orgánica.
- Reduce los malos olores de las deyecciones.
- Reduce el contenido de sólidos.
- Reduce el contenido de microorganismos patógenos, especialmente si se realiza en régimen termófilico.
- La fracción de nitrógeno en forma amoniacal aumenta con la temperatura.

Las ventajas e inconvenientes del proceso pueden verse en la Tabla 7.

Tabla 7. Ventajas e inconvenientes del proceso de digestión anaerobia

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Producción de energía si se aprovecha el biogás producido. Balance energético positivo. - Estabilización parcial de la materia orgánica. - Mineralización parcial de la materia orgánica (carbono y nitrógeno). - Homogenización. - Higienización parcial. - Control y reducción de malos olores. - Disminución de emisiones incontroladas de gases de efecto invernadero. - Mejora de la eficacia de otros procesos de tratamiento a los que pueden someterse las deyecciones después de pasar por la digestión anaerobia, como puede ser concentración/evaporación o stripping (arrastre) de amoníaco. 	<ul style="list-style-type: none"> - Por ser sistemas cerrados, estancos, y con la infraestructura necesaria para el control y el aprovechamiento del gas producido, requiere inversiones elevadas. - Debido al equilibrio necesario entre poblaciones bacterianas, necesita supervisión técnica periódica. - Baja velocidad de crecimiento de microorganismos (requiere tiempos elevados de retención, de 15 a 20 días, y grandes volúmenes de reactores). - Sensible a la presencia de muchos compuestos inhibidores o tóxicos (nitrógeno amoniacal, metales pesados, ácidos grasos volátiles, ácidos grasos de cadena larga, pH, antibióticos y desinfectantes, sulfuros, etc.). - No se elimina nitrógeno

Fuente: Campos et al., 2004

3.3.6. DIGESTIÓN AEROBIA

La digestión aerobia consiste en la descomposición biológica de la materia orgánica en presencia de oxígeno, el cual debe aportarse por agitación superficial o por burbujeo a la balsa de purines. Este proceso es equivalente al de compostaje de una deyección de consistencia sólida, pero aquí el medio es líquido y sólo se pretende una reducción de materia orgánica, sin buscar una relación C/N adecuada ni una calidad del producto final obtenido (Campos et al., 2004). Si la concentración de materia orgánica es elevada, se puede llegar a conseguir un incremento significativo de temperatura y producir un ambiente termofílico, con las ventajas consiguientes en cuanto a la higienización. Si el calor generado en la descomposición de la materia orgánica permite mantener temperaturas termofílicas de una manera continua, el proceso se denomina ATAD, del acrónimo inglés *Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion*.

Los objetivos principales que pretende este sistema son:

- Reducir (estabilizar) la materia orgánica (hasta el 60% de los SV).
- Controlar los malos olores.
- Reducir los microorganismos patógenos.
- Homogeneizar, disminuir los sólidos totales y la viscosidad.
- Favorecer la decantación mediante la formación de agregados bacterianos, que hace que el producto final presente más facilidades para la separación SL.
- Transformar parte del nitrógeno amoniacal en nitrógeno orgánico, incorporándose éste último a los microorganismos aerobios.

Un resumen de las ventajas e inconvenientes de este proceso puede verse en la Tabla 8.

Tabla 8. Ventajas e inconvenientes de la digestión aerobia

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Reducción de microorganismos patógenos. - Manejo sencillo. Sólo se requiere un sistema de aportación de aire a las balsas. - Mejora la separación posterior de fases, y favorece el paso del nitrógeno a la fracción sólida, en forma de nitrógeno orgánico. 	<ul style="list-style-type: none"> - Coste elevado de la aeración, por consumo de energía eléctrica. - Se pueden presentar problemas de formación de espumas. - La mejora en la separación (deshidratabilidad) es menor si se mantienen temperaturas en el rango termofílico.

Fuente: Campos et al., 2004.

3.3.7. EVAPORACIÓN Y SECADO

Procesos por los cuales se separa agua de las deyecciones (Teira, 2008).

Evaporación: el líquido a tratar tiene una baja concentración en sólidos y se obtiene un concentrado con un contenido de ST de entre 25-30 %.

Secado: la materia prima es un sólido húmedo, concentrado del proceso de evaporación o deshidratado por medios mecánicos, y se obtiene un producto prácticamente libre de agua. Para ello se utiliza aire para evacuar la humedad. Debido a que este aire puede estar cargado de amoníaco y otros compuestos volátiles, es conveniente lavarlo y tratarlo posteriormente en un biofiltro, si se da el caso, después de la recuperación de agua condensada.

Un esquema de representación de los procesos de evaporación y secado puede verse en la Figura 18.



Figura 18. Esquema de representación de los procesos de evaporación y secado.

Fuente: Campos et al., 2004.

En la Figura 19 y en la Figura 20 pueden verse imágenes de instalaciones de evaporación y secado en la planta de purines de Artajona (Navarra).



Figura 19. Evaporadores de la planta de tratamiento de purines de Artajona

Fuente: Ecoenergía, SA



Figura 20. Secadero de la planta de tratamiento de purines de Artajona

Fuente: Ecoenergía, SA

A fin de que los vapores no causen problemas de contaminación en la atmósfera, la evaporación debe realizarse al vacío (baja presión, o depresión), a temperatura moderada (50-60 °C) y con condensación posterior de los vapores (recuperación de agua condensada).

Para evitar la emisión de nitrógeno amoniacal durante el proceso de evaporación es necesario bajar el pH con un ácido, o haberlo eliminado previamente, por ejemplo con un NDN. Así, el agua condensada será más limpia y, por consiguiente, reutilizable o vertible, si antes se ha eliminado la materia orgánica volátil mediante, preferentemente, un sistema de digestión anaerobia y producción de biogás. En este último

caso, podría generarse parte de la energía necesaria para el proceso a partir del mismo material que debe tratarse (Bonmatí y Flotats, 2003a). Esto también es aplicable al proceso de secado.

Un resumen de las ventajas e inconvenientes de este proceso puede verse en la Tabla 9.

Tabla 9. Ventajas e inconvenientes del proceso de evaporación y secado

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Reducción de volumen, por separación del agua condensada. - Recuperación de nutrientes en la fase sólida, ya sea en el concentrado o el producto seco. - Permite aprovechar la energía térmica excedente de un proceso de cogeneración. - Si no se desea una gran reducción de volumen, puede bastar la energía térmica excedente de un proceso de cogeneración alimentado con biogás. 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere un proceso previo de reducción o eliminación de materia orgánica, para evitar la contaminación de los condensados. - Proceso complejo y caro, tanto por la inversión como por el mantenimiento. - Necesidad de utilizar compuestos químicos (ácidos) para bajar el pH. - Debe asegurarse que el producto final obtenido tendrá un mercado o que algún agente (empresa de fertilizantes, consumidor final, etc.) lo retirará periódicamente. - Si se desea un producto final sólido, con un contenido en agua inferiores al 10%, se necesita el aporte de calor externo de una central térmica o de cogeneración. Si se parte de purines, esto implica combinar la evaporación y el secado. Esto hace que sólo sea viable en el ámbito de un tratamiento colectivo, hecho que puede representar una ventaja de gestión.

Fuente: Campos et al., 2004

3.3.8. STRIPPING Y ABSORCIÓN

El *stripping* es un proceso por el cual se pretende volatilizar el nitrógeno amoniacal haciendo circular aire a contracorriente por los purines, acompañado de un aumento del pH y/o la temperatura (superior a 60 °C). Este proceso se debe combinar con la absorción posterior de este amoníaco en una corriente de agua acidificada, a fin de que no se emita a la atmosfera (Teira, 2008). Como resultado de esto, se obtiene agua amoniacal o una sal de amonio (sulfato de amonio, por ejemplo) (Bonmatí, 2001).

Puede verse un esquema de representación de los procesos de stripping y absorción en la Figura 21, y una imagen de una instalación en la Figura 22.

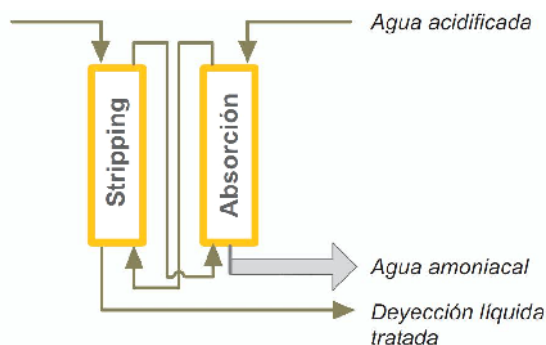


Figura 21. Esquema de representación de un proceso de stripping/absorción.

Fuente: Campos et al., 2004



Figura 22. Unidad de stripping/absorción de la planta piloto de tratamiento. Proyecto BIO-ESUCA.

Fuente: Escuela Técnica Superior Ingenieros Industriales. UPM

La cantidad de amoníaco que se pueda eliminar en las deyecciones, y también recuperar en la corriente líquida, dependerá básicamente de:

- Equilibrio de disociación del ion amonio en el líquido:

$$\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$$
- Este equilibrio la principal limitación del proceso, por eso es tan importante el aumento del pH, por encima de 12, o el aumento de la temperatura.
- La transferencia líquido-gas.

Si se consigue una sal amoniacal limpia, sin contaminación por materia orgánica ni malos olores que recuerden a los purines, se puede sustituir por un fertilizante mineral, pero para ello sería conveniente eliminar previamente la materia orgánica más volátil de los purines. Esto puede realizarse mediante digestión anaerobia, con la ventaja de que la energía térmica que puede obtenerse de un proceso de cogeneración a partir del biogás se puede utilizar para subir la temperatura de la fracción líquida digerida y así evitar tener que modificar el pH (Bonmatí y Flotats, 2003b).

Un resumen de las ventajas e inconvenientes de este proceso puede verse en la Tabla 10.

Tabla 10. Ventajas e inconvenientes del proceso de stripping

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Se valoriza el nitrógeno de los purines, recuperándolo en forma de agua amoniacal o sal de amonio. - Se contribuye al ahorro de energía y a la reducción del consumo de fertilizantes minerales. 	<ul style="list-style-type: none"> - El sistema requiere un tratamiento previo (digestión anaerobia, aerobia, separación sólidos-líquido). - Dependiendo del rendimiento deseado, deben manipularse productos químicos que pueden ser peligrosos si no se actúa correctamente (ácido sulfúrico, cal, sosa, etc.). - Debe asegurarse que el producto final obtenido (sal de amonio, aguas amoniacales, etc.) tenga la calidad suficiente para que se pueda comercializar. - Debe asegurarse que el producto final obtenido tendrá un mercado o que algún agente (empresa de fertilizantes, consumidor final, etc.) lo retirará periódicamente.

Fuente: Campos et al., 2004

3.3.9. FILTRACIÓN POR MEMBRANA Y OSMOSIS INVERSA

Son procesos que consisten en la separación de diferentes partículas de una solución, dada su medida o concentración osmótica (salinidad), mediante membranas semipermeables.

La filtración en membrana consiste en una separación física a través de una membrana semipermeable que retiene las partículas de medida superior al diámetro de poro o selectividad (Campos et al., 2004). En función del diámetro del poro de la membrana se habla de microfiltración, ultrafiltración o nanofiltración (ver Tabla 11).

Un esquema de representación de un proceso de filtración puede verse en la Figura 23.

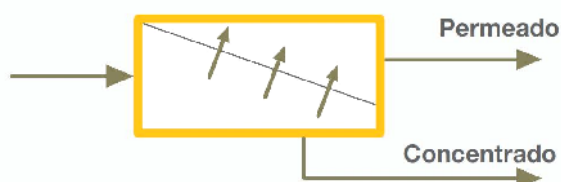


Figura 23. Esquema de representación de un proceso de filtración.
Fuente: Campos et al., 2004

La osmosis inversa consiste en invertir el flujo osmótico (permeado) a través de una membrana semipermeable mediante la aplicación de presión, con lo cual se consigue la concentración de la solución (Campos et al., 2004).

En la Figura 24 puede verse una imagen con un equipo de osmosis inversa.

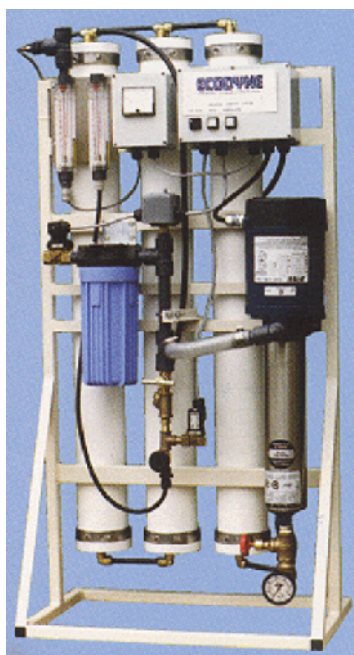


Figura 24. Equipo de osmosis inversa.
Fuente: ACSMedioambiente.

El efecto del proceso dependerá de la tecnología utilizada y de la selectividad de cada tecnología o proceso según se muestra en la Tabla 11. Los equipos empleados en procesos de filtración membrana se clasifican en función del material utilizado, que determinará la selectividad y la presión de trabajo necesaria.

Tabla 11. Compuestos separados en función de la tecnología

	Osmosis inversa	Nanofiltración	Ultrafiltración	Microfiltración
Selectividad	0,002 μm	0,002 μm	0,05-0,2 μm	0,2-5 μm
Desperdicios	<ul style="list-style-type: none"> - Compuestos de peso molecular elevado - Compuestos de peso molecular bajo - Cloruros - Sodio - Glucosa - Aminoácidos 	<ul style="list-style-type: none"> - Compuestos de peso molecular elevado - Monosacáridos, disacáridos y oligosacáridos - Aniones polivalentes 	<ul style="list-style-type: none"> - Macromoléculas - Proteínas - Polisacáridos - Virus 	<ul style="list-style-type: none"> - Partículas fango - Bacterias
Material membrana	Acetato de celulosa	Acetato de celulosa	Cerámica, fluoruro de polivinilo, acetato de celulosa	Cerámica, polipropileno, fluoruro de polivinilo
Presión trabajo	15-150 bar	5-10 bar	1-10 bar	2 bar

Fuente: Campos et al., 2004.

En general, esta técnica:

- Disminuye el contenido en sólidos, principalmente de compuestos particulados o en suspensión.
- Disminuye la concentración de materia orgánica, principalmente de las formas solubles.
- Disminuye el contenido de microorganismos patógenos (bacterias y virus).

Estos sistemas se aplican habitualmente en el tratamiento terciario de aguas residuales o industriales o lixiviados de vertedero o para la desalinización de agua. Estas membranas son muy sensibles a obturaciones e incrustaciones, por eso esta técnica está limitada para el tratamiento de deyecciones ganaderas ya que es necesario un pretratamiento intensivo, cosa que elevaría su coste (Teira, 2008).

Los costes de operación son debidos básicamente al consumo de energía eléctrica, que puede llegar a los 20-25 kWh/m³ para la ultrafiltración. Éstos serían aún más elevados para la osmosis inversa (Campos et al., 2004).

De manera general, se pueden resumir las ventajas e inconvenientes de la filtración por membrana y osmosis inversa según la Tabla 12.

Tabla 12. Ventajas e inconvenientes de la filtración por membrana y la osmosis inversa

Ventajas	Inconvenientes
<ul style="list-style-type: none"> - Tecnología poco voluminosa, ampliable y transportable. - Operación automatizada y de poco mantenimiento. - Higienización del producto. - Posibilidad de trabajo con caudales elevados de tratamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Necesidad de un influente pretratado o desbastado, para evitar que las membranas se ensucien. - Posibilidad de obturaciones e incrustaciones que hacen necesarias operaciones de limpieza química, con imposibilidad de funcionamiento en régimen continuo. - Coste energético elevado. - No reduce la materia orgánica por debajo de los límites permitidos para verter a cauce público, y baja eficacia en la eliminación de amonio, en el caso de residuos ganaderos y aplicando ultrafiltración.

Fuente: Campos et al., 2004.

3.4. COMBINACIONES DE PROCESOS UNITARIOS

Una vez conocidos los diferentes procesos unitarios, estos se pueden combinar para dar lugar a una estrategia que dé la solución a una problemática concreta.

Una combinación de procesos constituye un tratamiento, el diagrama de flujo del cual depende de las características de la materia prima, de las condiciones del entorno y de los objetivos a cumplir. Estos últimos dependen a su vez de la demanda del mercado de los fertilizantes, orgánicos o minerales, en la zona de aplicación el plan de gestión, o en zonas lejanas si la situación es de excedente estructural. Si éste es el caso, un objetivo importante será minimizar los costes de transporte, obteniendo productos con pequeño volumen y/o con alto valor añadido (Flotats, 2000).

A continuación se presenta, en la Tabla 13, una síntesis de las operaciones ya vistas en el capítulo anterior, aplicables al tratamiento de residuos ganaderos, en especial purines de cerdo.

Tabla 13. Síntesis de las operaciones aplicables al tratamiento de residuos ganaderos.

(T: residuos íntegro; S: fracción sólida; L: fracción líquida)

Proceso	Aplicado a la fracción S, L, o T	Objetivo	Necesidades energéticas limitantes
1. Bases homogeneización, estercoleros	T, S, L	Regular la producción continua al consumo estacional de cultivos. Regular entradas discontinuas a plantas de tratamiento. Reducir patógenos	
2. Separación de fases	T	Separar para propiciar líneas específicas de tratamiento, transporte o aplicación a fracción S o L resultante	Energía eléctrica
3. Aplicación de encimas y bacterias a bases	T	Aumentar la concentración de sólidos. Transformar N amoniacal en orgánico	
4. Nitrificación	L	Transformar N amoniacal en nítrico	Energía eléctrica
5. Desnitrificación	L	Transformar N nítrico a N ₂ . Eliminar materia orgánica fácilmente degradable	
6. Descomposición aeróbica heterótrofa	L, T	Eliminar materia orgánica	Energía eléctrica
7. Digestión anaerobia	T, L, S	Producir CH ₄ (energía). Eliminar materia orgánica. Higienizar	
8. Compostaje	S	Eliminar/estabilizar materia orgánica. Higienizar. Obtener abono orgánico de calidad	Energía mecánica/eléctrica
9. Reducción biológica de fósforo (P)	L	Transferir P soluble a fase biológica sedimentable. Eliminar materia orgánica fácilmente degradable.	Energía eléctrica
10. Precipitación química	L	Transferir algunos componentes a fase sedimentable. Separar P (apatitas, estruvita)	
11. Secado/peletización	S	Separar agua. Reducir volumen	Energía térmica
12. Evaporación/concentración	L	Separar agua. Reducir volumen	Energía térmica
13. Stripping/absorción	L	Recuperar N amoniacal, aguas amoniacales o sales de amonio	Energía eléctrica/térmica
14. Higienización térmica	T	Eliminar/inactivar patógenos. Hidrólisis térmica	Energía térmica
15. Dosificación de aditivos	T, S, L	Modificar la composición para adecuarla a cultivos o posibilitar otros procesos	
16. Ozonización	L	Oxidación compuestos orgánicos recalcitrantes	Energía eléctrica
17. Filtración en membrana/osmosis inversa	L	Separar sales. Reducir conductividad	Energía eléctrica

Fuente: Flotats (2000).

La decisión sobre qué combinación es la mejor no es simple, ya que, entre otros factores pueden existir soluciones tecnológicas diferentes que cubran los mismos objetivos con la misma efectividad.


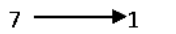
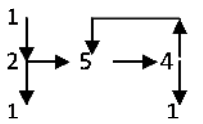
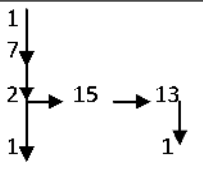
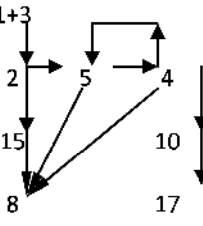
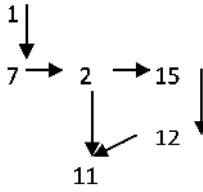
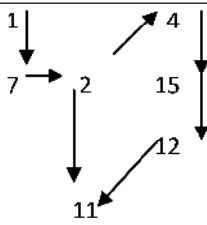
Bonmatí (2001) propone ejemplos sobre posibles estrategias a seguir en función del escenario y condicionantes u objetivos encontrados. Por ejemplo, en un escenario en el que haya un equilibrio entre la producción anual de residuos orgánicos y las necesidades de los cultivos, la construcción estratégica de balsas de homogeneización y una correcta planificación, pueden ser suficientes para gestionar correctamente los residuos orgánicos generados. Si se plantean otros objetivos como el de cubrir consumos propios de energía, y/o estabilizar la materia orgánica, tratamientos como la digestión anaerobia o el compostaje también pueden ser interesantes. En aquella situación en la que exista un excedente de nitrógeno y un equilibrio para el resto de componentes, hay que incluir dentro de la estrategia de tratamiento algún proceso que actúe sobre el nitrógeno, eliminándolo o recuperándolo. En un contexto de tendencia a cerrar ciclos, los procesos de recuperación de nutrientes (por ejemplo stripping/absorción) deberían priorizarse frente a los de eliminación (NDN). En este caso una estrategia de tratamiento como la F (ver Tabla 14) podría ser adecuada. Los beneficios económicos que se puedan obtener de la venta de los productos finales obtenidos (aguas amoniacales, sales de amonio, etc.) determinarán en gran medida las posibilidades de éxito de esta estrategia. Sin embargo, el proceso combinado NDN puede tener un papel importante para el tratamiento de lixiviados o la fracción líquida de residuos con alto contenido en nitrógeno amoniacal (Magrí y Flotats, 2000), para favorecer el compostaje de la fracción sólida, como es el caso los purines de cerdo (estrategias E en la Tabla 14), y sobre todo cuando la economía de escala no permite la implantación de sistemas de recuperación. Finalmente, cuando exista un excedente estructural de nutrientes (nitrógeno y fósforo), se necesitarán estrategias que tengan como objetivo la obtención de productos con un alto valor añadido y con demanda en el mercado de los fertilizantes orgánicos y/o minerales, que justifiquen económicamente el transporte y el control de calidad sobre el producto (estrategias G, H e I en la Tabla 14).

En el caso de obtención de un producto seco las características deseables que deben tener se pueden sintetizar en (Bonmatí, 2001):

- Producto estable, mínima concentración de materia orgánica fácilmente degradable.
- Mínimo volumen con la máxima concentración de nutrientes.
- Relación N: P: K adecuada, equilibrio para cumplir objetivos de fertilización.
- Mínima concentración de metales pesados y tóxicos.
- Higienizado, nula concentración de patógenos, semillas de malas hierbas, larvas o huevos de insectos.
- Olor agradable, o en todo caso que no recuerde el origen.
- Composición estable, con mínimas variaciones temporales.

Los condicionantes anteriores justifican la necesidad de procesos de tratamiento previos secado (estrategias H e I en la Tabla 14).

Tabla 14. Algunas estrategias de tratamiento aplicables a residuos ganaderos, en especial purines, en función de la caracterización de la situación y de los objetivos particulares a cubrir.

Escenario	Condicionante/objetivo	Estrategia/diagrama
Equilibrio anual entre producción y necesidades de los cultivos.	A. Regulación de caudales (individual o colectivo).	1
	B. Cubrir necesidades específicas de los cultivos.	
	C. Cubrir consumos propios de energía, estabilizar materia orgánica.	
	D. Modificar relación NPK.	1+15
Excedente anual para el nitrógeno. Equilibrio de los otros componentes.	E. Eliminar parte del nitrógeno.	
Excedente anual para el nitrógeno. Equilibrio para otros componentes. Demanda del mercado de los componentes nitrogenados.	F. Recuperar nitrógeno.	
Excedente estructural de la zona y en zonas cercanas. Demanda del mercado de enmiendas orgánicas.	G. Eliminar nitrógeno no orgánico. Obtener abono orgánico estructurado, de calidad, higienizado (compost). Depuración terciaria de la fracción líquida (17 puede ser negligible).	
Excedente estructural de la zona y en zonas cercanas. Demanda del mercado de fertilizantes minerales.	H. Obtener un producto seco, de fácil transporte, mineralizado. Nitrógeno en forma amoniacal.	
Excedente para la demanda de abono de fondo. Necesidades de fertilizante mineral.	I. Obtener un producto seco, de fácil transporte, mineralizado. Nitrógeno en forma amoniacal i nítrica.	

Nota: los números de la columna 3 corresponden con los de la columna 1 de la Tabla 13.

Fuente: Flotats et al. (2001).

La composición del producto final obtenido, en cada una de las estrategias anteriores, depende en gran medida de la materia prima, de su composición y variabilidad temporal, de la tecnología aplicada y del ajuste del proceso, por lo que no se pueden generalizar cualidades concretas.

En este sentido se han desarrollado diferentes metodologías para facilitar el proceso de decisión sobre el sistema de tratamiento más adecuado en una situación concreta (Campos et al., 2004). En el Anexo 1 se muestran diagramas de flujo para la toma de decisiones para adoptar la solución tecnológica adecuada para la gestión de las deyecciones ganaderas.

4. MATERIALES Y MÉTODOS.

En este capítulo se muestra la metodología desarrollada para valorar si una determinada combinación o una estrategia ofrecerá o no los resultados esperados. También permitirá evaluar los resultados para poderlos comparar con otras combinaciones.

La herramienta informática creada está inspirada en los modelos matemáticos de tratamiento como los modelos ADM1 (Anaerobic Digestion Model) (Batstone et al., 2002), los modelos de la familia ASM (Activated Sludge Model) (Henze et al., 2000) o el modelo de Solé-Mauri et al. (2007), en los cuales intervienen procesos simultáneos y procesos consecutivos utilizando notación matricial para analizar la dinámica de diferentes componentes. Estos modelos ayudan a aumentar la comprensión de los procesos biológicos relacionados con el tratamiento de residuos orgánicos, y entre otras cosas, permiten crear un lenguaje matemático de comunicación común, orientar hacia diseño experimental, evaluar resultados, contrastar hipótesis, revelar relaciones entre variables, prever la evolución de sistemas y, en definitiva, diseñar estrategias de gestión y tratamiento optimizados. (Magrí et al., 2006). Los modelos se convierten en una herramienta universal para describir procesos mediante ecuaciones matemáticas y muy bien estructuradas matricialmente, donde se consideran n procesos y m componentes.

Inspirados en esta metodología un posible sistema de análisis de sistemas combinados podría realizarse a partir de la utilización de notación matricial. Esto implicaría que los flujos se corresponderían con vectores en los que cada componente tendría un significado (por ejemplo componente $n=3$ podría corresponder siempre a la concentración de un componente determinado, nitrógeno, fósforo, DQO,...).

Siguiendo este concepto, el vector de productos de un proceso sería el resultado de operar el vector de entradas por la matriz correspondiente del proceso. A pesar de que las transformaciones que se producen en cada componente y en cada proceso no son lineales, en el presente trabajo se mantendrá este concepto para organizar la información. Así pues, una de las hipótesis de trabajo es que cada componente ocupará siempre la misma fila y cada proceso ocupará siempre también la misma columna.

4.1. ESTRUCTURACIÓN DE LA INFORMACIÓN.

A pesar que este trabajo pretende seguir la esencia de la notación matricial, con la herramienta MS Excel no es posible desarrollar una herramienta informática suficientemente potente para tener en cuenta todos los componentes, procesos y constantes que se suelen considerar en los modelos más avanzados. No obstante, sí que permite seguir un orden y un rigor en el trabajo; se trata de una herramienta rápida, que permita ofrecer buenas aproximaciones y evaluar multitud de combinaciones con los tratamientos unitarios analizados.

Así, la herramienta desarrollada consiste en una serie de Libros en formato MS Excel. Uno de los Libros, el *"Diagrama básico"* analiza en cada Hoja Excel cada uno de los procesos concretos, y el resto de Libros analizan y evalúan las diferentes combinaciones, denominadas *"Combinación 1"*, *"Combinación 2"*, etc.

Como se comentó en la Introducción, este trabajo ha estudiado en profundidad sólo alguna de las operaciones unitarias más usuales, pero deja la puerta abierta a su ampliación, con otros procesos y combinaciones, para conseguir una herramienta realmente completa, que vaya creciendo con la aportación de conocimientos. Lo primordial es que se ha definido la estructura, y es la base que se espera que sigan las aportaciones futuras.

4.1.1. PROCESOS SIMULTÁNEOS. NOTACIÓN MATRICIAL, MODELO DE VECTORES

Esta herramienta está basada en la notación matricial, es decir, cada componente sigue un orden establecido, en las entradas y las salidas, con una posición definida que facilita mucho el trabajo. A diferencia de las matrices, los diferentes cálculos empleados no siguen una linealidad, y se conjugan entre ellos siguiendo una serie de ecuaciones algebraicas para dar una o varias salidas a un vector de entrada.

Los vectores o parámetros analizados son los que pueden verse en la Figura 25. La característica principal es que cada uno de los componentes se encuentran siempre en el mismo número de fila, así, por ejemplo, el caudal másico siempre se situará en la fila 3 o el nitrógeno total en la fila 18.

	A	B
1	Input	
2		
3	Q_{in} (t/d)	68.19
4	Q_v (m ³ /d)	65.23
5	Densidad aparente (kg/m ³)	1050.00
6	ST Sólidos totales (kg/t)	62.16
7	SST sólidos suspendidos totales (kg/t)	19.73
8	SV Sólidos volátiles (kg/t)	42.33
9	SSV sólidos suspendidos volátiles (kg/t)	10.78
10	DQO total (kg/t)	73.02
11	DQO biodegradable (kg/t)	17.46
12	DBO ₅ (kg/t)	23.73
13	COT carbono orgánico total (kg/t)	30.17
14	N orgánico (kg/t)	1.54
15	N amoniacal (kg/t)	4.54
16	N nitratos (kg/t)	0.00
17	N nitritos (kg/t)	0.00
18	N total (kg/t)	6.08
19	P total (kg/t)	1.38
20	[HCO ₃ ⁻] alcalinidad (eq/m ³)	0.41
21	K total (kg/t)	4.38
22	Cu (kg/t)	40.00
23	Zn (kg/t)	66.00
24	Ni (kg/t)	0.00
25	Pc (m ³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00
26	Energía consumida (kWh/d)	0.00
27	Energía producida bruta (kWh/d)	0.00
28	pH	0.00
29	Conductividad eléctrica (dS/m)	24.18
30	CO ₂ Eq. (t/d)	0.00

Figura 25. Presentación de la configuración de cada componente.

En el apartado 4.2 se presentan, se definen y se explican con detenimiento cada uno de los componentes seleccionados, y se justifica su elección.

A continuación se detalla cómo está estructurado cada uno de los libros:

A) PRESENTACIÓN DEL LIBRO “DIAGRAMA BÁSICO”

El Libro “*Diagrama básico*” cuenta con 8 Hojas Excel, cada una de las cuales contiene lo que se puede ver en la Tabla 15. En la Figura 26 se puede ver una imagen de una de las Hojas a modo de ejemplo.

Tabla 15. Resumen del Libro “Diagrama básico”

Número Hoja	Nombre Hoja	Contenido
1	Entradas	Vectores de entrada de cada uno de los componentes analizados.
2	Volumen balsa	Método preparado para el cálculo aproximado del volumen de una balsa y el tiempo de almacenamiento de los purines en función de los caudales de entrada y salida.
3	Balsa almacenamiento	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en una balsa de almacenamiento.
4	SL tornillo prensa	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido, siendo éste un tornillo prensa.
5	SL centrífuga	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido, siendo éste una centrífuga.
6	SL DAF-PAM	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido, siendo éste un tornillo prensa con adición de poliacrilamidas.
7	RMC anaerobio	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en un fermentador anaeróbico de mezcla completa.
8	NDN	Método preparado para el análisis de previsión de los balances de masa y energía en un conjunto de reactores de nitrificación y desnitrificación.

Como ya se ha comentado, cada hoja se caracteriza por tener los componentes siempre en el mismo número de fila. Esta particularidad agiliza y facilita el análisis de las combinaciones. Además, las entradas los valores numéricos de las entradas siempre se encuentran en la misma columna, la “B”, y las salidas del proceso siempre se hallan en la columna “F” y la “J”. Las columnas “A”, “E” e “I” presentan los componentes.

El espacio de fondo reservado para presentar los valores de entrada y salida del proceso siempre será de color rojo oscuro.


	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Input				Output				Biogás	
2										
3	Q _n (l/d)	68.49			Q _n (l/d)	65.92	Q _n (t/d)		2.58	
4	Q _v (m³/d)	65.23			Q _v (m³/d)	65.92	Q _v (m³/d)		2197.01	
5	Densidad aparente (kg/m³)	1050.00			Densidad aparente (kg/m³)	1000.00	Densidad aparente (kg/m³)		1.17	
6	ST Sólidos totales (kg/t)	62.16			ST Sólidos totales (kg/t)	65.09	ST Sólidos totales (kg/t)		0.00	
7	SST sólidos suspendidos totales (kg/t)	49.73			SST sólidos suspendidos totales (kg/t)	52.07	SST sólidos suspendidos totales (kg/t)		0.00	
8	SV Sólidos volátiles (kg/t)	42.33			SV Sólidos volátiles (kg/t)	19.34	SV Sólidos volátiles (kg/t)		0.00	
9	SSV sólidos suspendidos volátiles (kg/t)	40.70			SSV sólidos suspendidos volátiles (kg/t)	10.64	SSV sólidos suspendidos volátiles (kg/t)		0.00	
10	DQO total (kg/t)	73.02			DQO total (kg/t)	20.64	DQO total (kg/t)		1340.00	
11	DQO biodegradable (kg/t)	47.46			DQO biodegradable (kg/t)	12.16	DQO biodegradable (kg/t)		1340.00	
12	DBO ₅ (kg/t)	23.73			DBO ₅ (kg/t)	6.32	DBO ₅ (kg/t)		1340.00	
13	COT carbono orgánico total (kg/t)	30.17	COT carbono orgánico total (kg/t)	0.06	COT carbono orgánico total (kg/t)		575.21			
14	N orgánico (kg/t)	1.54	N orgánico (kg/t)	0.76	N orgánico (kg/t)		0.00			
15	N amoniacal (kg/t)	4.54	N amoniacal (kg/t)	5.56	N amoniacal (kg/t)		0.00			
16	N nitratos (kg/t)	0.00	N nitratos (kg/t)	0.00	N nitratos (kg/t)		0.00			
17	N nitritos (kg/t)	0.00	N nitritos (kg/t)	0.00	N nitritos (kg/t)		0.00			
18	N total (kg/t)	6.08	N total (kg/t)	6.37	N total (kg/t)		0.00			
19	P total (kg/t)	1.38	P total (kg/t)	1.43	P total (kg/t)		0.00			
20	[HCO ₃ ⁻] alcalinidad (eq/m³)	0.41	[HCO ₃ ⁻] alcalinidad (eq/m³)	0.42	[HCO ₃ ⁻] alcalinidad (eq/m³)		0.00			
21	K total (kg/t)	4.39	K total (kg/t)	4.55	K total (kg/t)		0.00			
22	Cu (kg/t)	40.00	Cu (kg/t)	41.56	Cu (kg/t)		0.00			
23	Zn (kg/t)	66.00	Zn (kg/t)	68.58	Zn (kg/t)		0.00			
24	Ni (kg/t)	0.00	Ni (kg/t)	0.00	Ni (kg/t)		0.00			
25	Pc (m³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	Pc (m³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	Pc (m³ CH ₄ /kg SV _{in})		0.42			
26	Energía consumida (kWh/d)	0.00	Energía consumida (kWh/d)	1244.37	Energía consumida (kWh/d)		0.00			
27	Energía producida bruta (kWh/d)	0.00	Energía producida bruta (kWh/d)	0.00	Energía producida bruta (kWh/d)		12500.39			
28	pH	0.00	pH	0	pH		0			
29	Conductividad eléctrica (dS/m)	24.18	Conductividad eléctrica (dS/m)	43	Conductividad eléctrica (dS/m)		0			
30	CO ₂ Eq. (t/d)		CO ₂ Eq. (t/d)		CO ₂ Eq. (t/d)		18			
31										
32										
33	DATOS DE INICIO QUE ES NECESARIO INTRODUCIR:									
34	Escege animal:	<div><div>vacuno/bovino</div><div></div></div>	unidades							
35	TEMPERATURA AMBIENTE	22	°C	suposición						
36	TEMPERATURA trabajo reactor	35	°C	suposición						
37	TRH (t)	30	días	suposición						
38	Consumo E pala agitación del reactor	90	Wh/m³.día	suposición, es necesario revisar documentación técnica						
39										
40	◀ ▶ ▶ ▶ \ Entradas / Volumen balsa / Balsa / SL tornillo prensa / SL centrifuge / SL DAF-PAM / RMC anaerobio / NDN /									

Figura 26. Presentación de la Hoja de cálculo RMC anaerobio.

El espacio entre las filas 1 y 32 es el espacio de los vectores. De la fila 33 en adelante se halla el espacio reservado para introducir los valores de contorno, que deberá aportar el usuario, y los cálculos, que configurarán los resultados de las salidas. El espacio reservado para introducir los datos siempre tendrá un fondo dorado, y los dígitos a introducir siempre serán de color verde. El área de cálculo siempre tendrá un color de fondo verde lima o blanco (ver Figura 27).

En el Apartado 4.3 se muestran, en detalle, los cálculos de todos los parámetros para cada tratamiento unitario.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
32	DATOS DE INICIO QUE ES NECESARIO INTRODUCIR:											
34	Escege animal:	porcino	unidades									
35	TEMPERATURA AMBIENTE:	22	°C	suposición								
36	TEMPERATURA trabajo reactor	35	°C	suposición								
37	TRH (h)	30	días	suposición								
38	Consumo E pala agitación del reactor	0	Wh/m³ día	suposición, es necesario revisar documentación técnica								
41	RESULTADOS ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD											
42	Go (tiempo infinito)	0.45	(n³ OI/kg SVIn)	suposición								
43	% DQO biodegradable entrada	56.7%	%	suposición								
44	% SVbio en SVtotal entrada	56.7%	%	suposición								
47	CÁLCULOS PREVIOS											
48	μ_m	0.326	1/d	$\mu_m = 0.013 T - 0.129$								
49	K (Hashimoto, 1982)	0.800	adimensional									
50	Volumen reactor	153	m³									
51	Relación SV/ST entrada	0.39										
52	Relación SSV/SST entrada	0.39		se supone que es la misma que SV/ST								
53	Fracción RFST de los SV	2.34	kg restcA									
54	SV _{lik} salida digestor	0.07	kg SV _{lik} /A									
55	Eficiencia eliminación SV _{lik}	91.6%	%									
56	Eficiencia eliminación SV	91.6%	%									
57	OLR	0.05	kg SV _{lik} /m³ d									
60	PRODUCCIÓN DE METANO Y BIOGAS											
61	Pc	0.41	m³ CH ₄ /kgSVIn	$P_c = Q_{c,0} \cdot E$								
62	Pv	0.022	m³ CH ₄ /m³ reactor día									
63	Tiempo sin actividad en el reactor	3.07	c									
64	Tiempo para Pv máxima	5.81	c									
65	Producción de biogas/kg SVIn	0.75	m³ biogas/kgSVIn									
66	Producción de biogas diario	6.1	m³ biogas/cía									
67	Producción de metano diario	3.3	m³ CH ₄ /día									
68	Potencia del metano	1.4	kW energía primaria diaria									
69	Energía producida bruta anual	12666.7	kWh/año									
70	densidad del CH ₄	0.6347	kg/m³	$y = -0.0023x + 0.7152$								
71	densidad del CO ₂	1.738	kg/m³	$y = -0.0064x + 1.962$								
72	% de CH ₄ en el biogás	55.0%	%	suposición								
73	% de CO ₂ en el biogás	45.0%	%	suposición								
74	densidad del biogás sin agua	1.13119	kg/m³									

ANIMA
 1 porcino
 2 vacuno
 3 gallina

Hashimoto (1982)
 Valor de K
 0.3
 FALSO
 FALSO
 ESCRIBIR: 0.000

Flotats i Sarquella
 % biodegradabilitat
 54.3
 FALSO
 FALSO
 0.549

T (°C)	T (K)	P (atm)	dens CO ₂	dens CH ₄
0	273	1	1.6859385	0.714
5	278	1	1.5305799	0.70
10	283	1	1.6964707	0.69
15	268	1	1.6635459	0.67
20	283	1	1.6317418	0.66
25	268	1	1.6010108	0.65
30	303	1	1.7712912	0.64

Figura 27. Presentación del espacio reservado para los cálculos.

Este trabajo es el resultado de una profunda búsqueda bibliográfica, pero es posible que de determinados componentes no se halla encontrado suficiente información para su análisis. En ese caso el espacio reservado al valor numérico quedará en “0.00”. No obstante, y aunque no se realice ningún cálculo, le herramienta queda preparada y diseñada para su ampliación en el futuro, y dispuesta para no tener que volver a trabajar en el diseño de la estructura.

B) PRESENTACIÓN DEL LIBRO “COMBINACIONES”

Cada Libro “Combinación” es exclusivo de una combinación determinada, y cuenta con varias Hojas Excel, que se definirán en el siguiente apartado. En la Figura 28 se presenta la Hoja “Entradas” a modo de ejemplo.

A		B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG	AH	AI	AJ	AK	AL	AM	AN	AO	AP	AQ	AR	AS	AT	AU	AV	AW	AX	AY	AZ	BA	BB	BC	BD	BE	BF	BG	BH	BI	BJ	BK	BL	BM	BN	BO	BP	BQ	BR	BS	BT	BU	BV	BW	BX	BY	BZ	CA	CB	CC	CD	CE	CF	CG	CH	CI	CJ	CK	CL	CM	CN	CO	CP	CQ	CR	CS	CT	CU	CV	CW	CX	CY	CZ	DA	DB	DC	DD	DE	DF	DG	DH	DI	DJ	DK	DL	DM	DN	DO	DP	DQ	DR	DS	DT	DU	DV	DW	DX	DY	DZ	EA	EB	EC	ED	EE	EF	EG	EH	EI	EJ	EK	EL	EM	EN	EO	EP	EQ	ER	ES	ET	EU	EV	EW	EX	EY	EZ	FA	FB	FC	FD	FE	FF	FG	FH	FI	FJ	FK	FL	FM	FN	FO	FP	FQ	FR	FS	FT	FU	FV	FW	FX	FY	FZ	GA	GB	GC	GD	GE	GF	GG	GH	GI	GJ	GK	GL	GM	GN	GO	GP	GQ	GR	GS	GT	GU	GV	GW	GX	GY	GZ	HA	HB	HC	HD	HE	HF	HG	HH	HI	HJ	HK	HL	HM	HN	HO	HP	HQ	HR	HS	HT	HU	HV	HW	HX	HY	HZ	IA	IB	IC	ID	IE	IF	IG	IH	II	IJ	IK	IL	IM	IN	IO	IP	IQ	IR	IS	IT	IU	IV	IW	IX	IY	IZ	JA	JB	JC	JD	JE	JF	JG	JH	JI	IJ	JK	JK	KL	KL	LM	LM	LN	LN	LO	LO	LP	LP	LQ	LQ	LR	LR	LS	LS	LT	LT	LU	LU	LV	LV	LW	LW	LX	LX	LY	LY	LZ	LZ	MA	MA	MB	MB	MC	MC	MD	MD	ME	ME	MF	MF	MG	MG	MH	MH	MI	MI	MJ	MJ	MK	MK	ML	ML	MM	MM	MN	MN	MO	MO	MP	MP	MQ	MQ	MR	MR	MS	MS	MT	MT	MU	MU	MV	MV	MW	MW	MX	MX	MY	MY	MZ	MZ	NA	NA	NB	NB	NC	NC	ND	ND	NE	NE	NF	NF	NG	NG	NH	NH	NI	NI	NJ	NJ	NK	NK	NL	NL	NM	NM	NN	NN	NO	NO	NP	NP	NQ	NQ	NR	NR	NS	NS	NT	NT	NU	NU	NV	NV	NW	NW	NX	NX	NY	NY	NZ	NZ	OA	OA	OB	OB	OC	OC	OD	OD	OE	OE	OF	OF	OG	OG	OH	OH	OI	OI	OJ	OJ	OK	OK	OL	OL	OM	OM	ON	ON	OO	OO	OP	OP	OQ	OQ	OR	OR	OS	OS	OT	OT	OU	OU	OV	OV	OW	OW	OX	OX	OY	OY	OZ	OZ	PA	PA	PB	PB	PC	PC	PD	PD	PE	PE	PF	PF	PG	PG	PH	PH	PI	PI	PJ	PJ	PK	PK	PL	PL	PM	PM	PN	PN	PO	PO	PP	PP	PQ	PQ	PR	PR	PS	PS	PT	PT	PU	PU	PV	PV	PW	PW	PX	PX	PY	PY	PZ	PZ	QA	QA	QB	QB	QC	QC	QD	QD	QE	QE	QF	QF	QG	QG	QH	QH	QI	QI	QJ	QJ	QK	QK	QL	QL	QM	QM	QN	QN	QO	QO	QP	QP	QQ	QQ	QR	QR	QS	QS	QT	QT	QU	QU	QV	QV	QW	QW	QX	QX	QY	QY	QZ	QZ	RA	RA	RB	RB	RC	RC	RD	RD	RE	RE	RF	RF	RG	RG	RH	RH	RI	RI	RJ	RJ	RK	RK	RL	RL	RM	RM	RN	RN	RO	RO	RP	RP	RQ	RQ	RR	RR	RS	RS	RT	RT	RU	RU	RV	RV	RW	RW	RX	RX	RY	RY	RZ	RZ	SA	SA	SB	SB	SC	SC	SD	SD	SE	SE	SF	SF	SG	SG	SH	SH	SI	SI	SJ	SJ	SK	SK	SL	SL	SM	SM	SN	SN	SO	SO	SP	SP	SQ	SQ	SR	SR	SS	SS	ST	ST	SU	SU	SV	SV	SW	SW	SX	SX	SY	SY	SZ	SZ	TA	TA	TB	TB	TC	TC	TD	TD	TE	TE	TF	TF	TG	TG	TH	TH	TI	TI	TJ	TJ	TK	TK	TL	TL	TM	TM	TN	TN	TO	TO	TP	TP	TQ	TQ	TR	TR	TS	TS	TT	TT	TU	TU	TV	TV	TW	TW	TX	TX	TY	TY	TZ	TZ	UA	UA	UB	UB	UC	UC	UD	UD	UE	UE	UF	UF	UG	UG	UH	UH	UI	UI	UJ	UJ	UK	UK	UL	UL	UM	UM	UN	UN	UO	UO	UP	UP	UQ	UQ	UR	UR	US	US	UT	UT	UU	UU	UV	UV	UW	UW	UX	UX	UY	UY	UZ	UZ	VA	VA	VB	VB	VC	VC	VD	VD	VE	VE	VF	VF	VG	VG	VH	VH	VI	VI	VJ	VJ	VK	VK	VL	VL	VM	VM	VN	VN	VO	VO	VP	VP	VQ	VQ	VR	VR	VS	VS	VT	VT	VU	VU	VV	VV	VW	VW	VX	VX	VY	VY	VZ	VZ	WA	WA	WB	WB	WC	WC	WD	WD	WE	WE	WF	WF	WG	WG	WH	WH	WI	WI	WJ	WJ	WK	WK	WL	WL	WM	WM	WN	WN	WO	WO	WP	WP	WQ	WQ	WR	WR	WS	WS	WT	WT	WU	WU	WV	WV	WW	WW	WX	WX	WY	WY	WZ	WZ	XA	XA	XB	XB	XC	XC	XD	XD	XE	XE	XF	XF	XG	XG	XH	XH	XI	XI	XJ	XJ	XK	XK	XL	XL	XM	XM	XN	XN	XO	XO	XP	XP	XQ	XQ	XR	XR	XS	XS	XT	XT	XU	XU	XV	XV	XW	XW	XX	XX	XY	XY	XZ	XZ	YA	YA	YB	YB	YC	YC	YD	YD	YE	YE	YF	YF	YG	YG	YH	YH	YI	YI	YJ	YJ	YK	YK	YL	YL	YM	YM	YN	YN	YO	YO	YP	YP	YQ	YQ	YR	YR	YS	YS	YT	YT	YU	YU	YV	YV	YW	YW	YX	YX	YZ	YZ	ZA	ZA	ZB	ZB	ZC	ZC	ZD	ZD	ZE	ZE	ZF	ZF	ZG	ZG	ZH	ZH	ZI	ZI	ZJ	ZJ	ZK	ZK	ZL	ZL	ZM	ZM	ZN	ZN	ZO	ZO	ZP	ZP	ZQ	ZQ	ZR	ZR	ZS	ZS	ZT	ZT	ZU	ZU	ZV	ZV	ZW	ZW	ZX	ZX	ZY	ZY	ZZ	ZZ
ENTRADAS PURINES				sustrato 01				sustrato 02				sustrato 03																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								

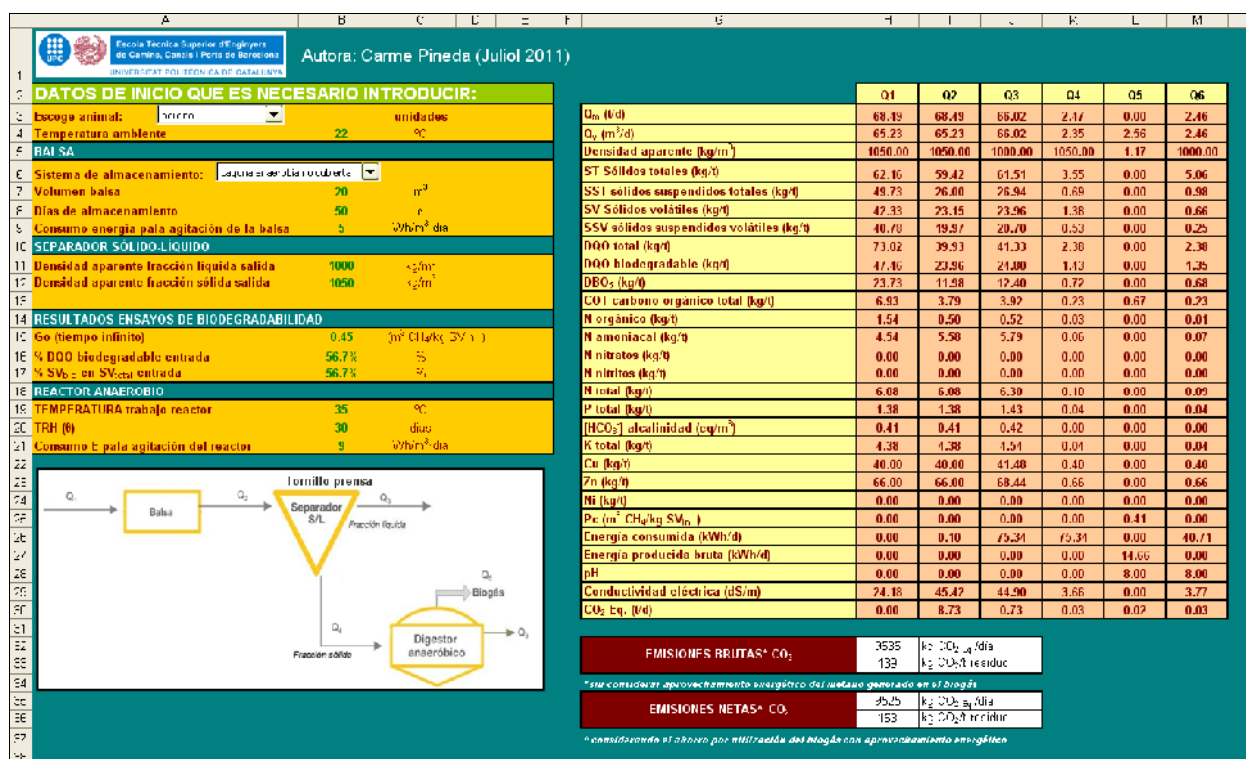


Figura 29. Presentación de la Hoja "Combinación 1"

El resto de Hojas son exactamente las mismas que las del Libro "Diagrama básico". La única particularidad y diferencia es que están asociadas entre ellas y la Hoja "Combinación X" para que el resultado de la cuadrícula con las salidas sea el adecuado.

4.2. COMPONENTES DE LOS VECTORES DE CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES O FLUJOS.

A continuación se presentan, se definen y se explican cada uno de los componentes seleccionados, y se justifica su elección.

4.2.1. CAUDAL MÁSIKO (Q_m)

Se define caudal como la cantidad de fluido que circula por un área por unidad de tiempo. Esta cantidad de fluido puede ser una cantidad de masa o de volumen.

Se habla de caudal másico cuando se mide la cantidad de masa en movimiento por unidad de tiempo. Este parámetro es muy útil para realizar y facilitar los balances de masa. La unidad escogida ha sido la $t \cdot d^{-1}$, donde, t : tonelada y d : día.

4.2.2. CAUDAL VOLUMÉTRICO (Q_v)

Se habla de caudal volumétrico cuando se mide la cantidad de volumen en movimiento por unidad de tiempo. La unidad escogida ha sido el $m^3 \cdot d^{-1}$, donde, m^3 : metro cúbico. Por tanto, el factor de conversión utilizado será:

$$Q_v \left[\frac{m^3}{d} \right] = Q_m \left[\frac{t}{d} \right] \cdot 1000 \cdot \frac{1}{d_a} \left[\frac{kg}{m^3} \right] \quad \text{Ec. 4}$$

Donde,

d_a : densidad aparente, $kg \cdot m^{-3}$.

4.2.3. DENSIDAD APARENTE (d_a)

La densidad es una magnitud que relaciona la cantidad de masa contenida en un determinado volumen, y es una herramienta útil para realizar la transformación de caudal másico a caudal volumétrico. La densidad aparente coincide con la densidad real en el caso de los líquidos y considera la fracción vacía en el caso de materiales porosos, como es el caso del compost. La unidad escogida ha sido el $kg \cdot m^{-3}$.

4.2.4. SÓLIDOS TOTALES (ST)

Analíticamente, se define el contenido de ST como la materia que se obtiene como residuo después de someter a la muestra a un proceso de evaporación entre 103 °C y 105 °C, durante un tiempo de 24 h o hasta peso constante, según el método normalizado APHA-AWWA-WPFC-2540-B del Standards Methods. La unidad escogida ha sido el $kg \cdot t^{-1}$.

Los ST pueden estar en forma suspendida o disuelta. En la Figura 30 se muestra un esquema con la metodología de separación de ambas tipologías.

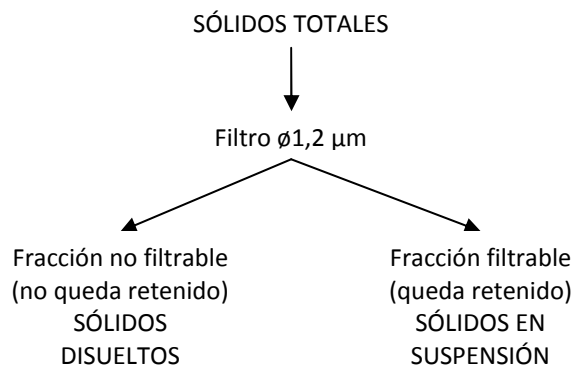


Figura 30. Esquema de distribución de los ST.

4.2.5. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)

Los sólidos totales, o residuo de la evaporación, pueden clasificarse en filtrables o no filtrables. Estos últimos son los sólidos en suspensión o sólidos suspendidos, y se obtienen haciendo pasar un volumen conocido de líquido por un filtro de fibra de vidrio con un tamaño nominal de poro de 1,2 µm de diámetro.

El método consiste en determinar la concentración de ST de la fracción líquida del filtrado y restarla de la concentración inicial de ST, para así obtener la concentración de ST de la fracción sólida del filtrado. La unidad escogida ha sido el $kg \cdot t^{-1}$.

4.2.6. SÓLIDOS VOLÁTILES (SV)

Los SV son los ST sometidos a 550 ± 50 °C en una mufla, según el método normalizado APHA-AWWA-WPFC-2540-E del Standards Methods. A esta temperatura la fracción orgánica se volatiliza, convirtiéndose en CO_2 y vapor de agua, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. De ahí que se empleen los términos sólidos volátiles y sólidos fijos para hacer referencia, respectivamente, a los componentes orgánicos e inorgánicos (o minerales). Los sólidos totales están constituidos por cenizas y sólidos volátiles. Los sólidos volátiles a su vez están constituidos por SV biodegradables y no biodegradables. La unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

4.2.7. SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES (SSV)

Los sólidos suspendidos volátiles son la fracción volátil de la fracción de sólidos totales filtrables, es decir, son aquellos sólidos que no han pasado por el filtro de $1,2\ \mu\text{m}$ de diámetro y que, además, se han volatilizado a una temperatura de 550 ± 50 °C en una mufla. La unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

En el caso de los procesos de tratamiento de aguas residuales, la concentración de los SSV en el líquido mezcla de un proceso de fangos activos es asimilable a la biomasa, es decir a la concentración de microorganismos.

4.2.8. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO TOTAL (DQO_T)

La DQO es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables en una muestra. Se define como la concentración de oxígeno necesaria para oxidar completamente la materia orgánica e inorgánica oxidable de una determinada muestra (Metcalf & Eddy, 2002).

Se suele utilizar el método APHA 5220-B del Standards Methods. Los resultados de los ensayos se suelen expresar en $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, pero para este estudio la unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

Es común evaluar al DQO_T como la suma de dos grandes grupos: DQO biodegradable y DQO inerte o no biodegradable, las cuales, a su vez se subdividen en DQO rápidamente biodegradable y lentamente biodegradable, que se corresponden respectivamente con la fracción soluble y la particulada. En la Figura 31 se puede ver un esquema del fraccionamiento de la DQO_T .

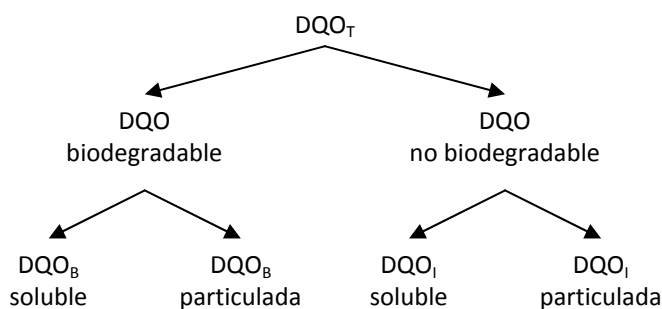


Figura 31. Fraccionamiento de la DQO.
Fuente: modificado de Henze et al. (2000)

4.2.9. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO BIODEGRADABLE (DQO_B)

La DQO_B es la fracción orgánica de la DQO_T que puede ser utilizada como sustrato para el crecimiento de los microorganismos.

La DQO_B disuelta o soluble es la fracción de DQO rápidamente asimilable por los microorganismos. Está compuesta de sustancias simples y de bajo peso molecular, por ejemplo los ácidos grasos y alcoholes. La DQO_B particulada es la fracción lentamente biodegradable.

Para conocer la fracción biodegradable de la DQO es necesario realizar ensayos de biodegradabilidad. Si los ensayos se realizan en condiciones anaerobias se obtendrá metano y si se realizan en condiciones aerobias, este valor corresponderá con el valor de la demanda biológica de oxígeno última.

4.2.10. DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (DBO)

La demanda biológica de oxígeno es un parámetro que indica la concentración de oxígeno disuelto, utilizado por los microorganismos aerobios, durante la oxidación de la materia orgánica. (Metcalf & Eddy, 2002). Normalmente se mide la DBO transcurridos cinco días de reacción (DBO₅). Se suele utilizar el método APHA 5210-B del Standards Methods. Los resultados de los ensayos se suelen expresar en mgO₂·L⁻¹, pero para este estudio la unidad escogida ha sido el kg·t⁻¹.

El valor obtenido de la DBO₅ es siempre inferior al de la DQO_T (en torno a un 0,6-0,8), ya que con el análisis de la DQO se oxidan también las sustancias no biodegradables.

4.2.11. CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)

El COT es un parámetro que mide el porcentaje de carbono dentro de un compuesto orgánico y está ligado al carbono oxidable. Se utiliza frecuentemente como un indicador no específico de calidad del agua. Se mide por la cantidad de dióxido de carbono que se genera al oxidar la materia orgánica en condiciones especiales (Metcalf y Eddy, 2002).

En un análisis típico del COT se mide el carbono total (CT) y el carbono inorgánico total (CIT). Restando el CIT del CT se obtiene el carbono orgánico total. Para este estudio la unidad escogida ha sido el kg·t⁻¹.

El COT es un parámetro importante para el proceso de compostaje, porque conocer la fracción molar de carbono en una molécula permitirá conocer los requerimientos de oxígeno para oxidarla.

4.2.12. NITRÓGENO TOTAL (N_T)

El nitrógeno es un nutriente de vital importancia biológica porque forma parte de los aminoácidos en la síntesis de las proteínas. Por ejemplo, corresponde al 12 % en peso si se considera la expresión C₅H₇NO₂ para la biomasa. Es importante conocer las concentraciones de nitrógeno presente en los residuos a tratar para saber si será necesario añadir nitrógeno al proceso de tratamiento o si, por el contrario, la concentración de nitrógeno será tan alta que actuará como inhibidor. La velocidad de asimilación del nitrógeno es proporcional al crecimiento neto de la biomasa, y este crecimiento variará en función del contenido en materia orgánica biodegradable en el afluente a tratar y de las condiciones de operación del sistema en relación a factores como el tiempo de retención celular. (Magrí, 2007).

La química del nitrógeno es compleja por los múltiples estados de oxidación que puede tomar y por el hecho de que los cambios en el estado de oxidación provocado por las bacterias puede ser positivo o negativo dependiendo de las condiciones aerobias o anaerobias (Metcalf y Eddy, 2002). Las diferentes formas del nitrógeno se pueden ver en la Tabla 16.

Tabla 16. Diferentes formas del nitrógeno

Formas del nitrógeno	Abreviación	Definición
Amoníaco gas	NH_3	NH_3
Ion amonio	NH_4^+	NH_4^+
Nitrógeno total amoniacal	N-NH_4	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitrito	N-NO_2	NO_2^-
Nitrato	N-NO_3	NO_3^-
Nitrógeno inorgánico total	N-IN	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$
Nitrógeno total Kjeldahl	NTK	$\text{N}_{\text{Org}} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitrógeno orgánico	N_{Org}	$\text{NTK} - (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$
Nitrógeno total	N_T	$\text{N}_{\text{Org}} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2002).

La fracción orgánica del nitrógeno está formada por una mezcla de componentes que incluye aminoácidos, amino azúcares y proteínas. Estos compuestos pueden ser solubles o particulados. El nitrógeno en estos componentes es biodegradable, y fácilmente convertido a amonio a través de la acción de los microorganismos en medio acuático o en el suelo. El nitrógeno orgánico durante el proceso anaerobio se hidroliza produciendo formas amoniacales (Magrí, 2007).

Aunque el nitrógeno amoniacal es un importante nutriente para el crecimiento de las plantas y de los microorganismos, una concentración excesivamente alta del mismo puede limitar su crecimiento. Por ejemplo, una concentración entre 1,7 y 12 $\text{g N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ es inhibitoria del proceso anaerobio (Campos, 2001), y dependiendo de la carga orgánica del reactor, de la temperatura, pH y otros. La forma que parece causar la inhibición por amonio es el amoníaco libre. Hashimoto (1983) comprobó que el amoníaco libre aumenta al aumentar la temperatura del proceso y al aumentar el pH, con la consecuente inhibición, lo que provoca inestabilidad a las bacterias metanogénicas, necesitando éstas tiempos más largos de retención hidráulica para aclimatarse. Debido precisamente a todo esto no es posible establecer un valor mínimo de concentración de amoníaco libre a partir del cual sea inhibitorio, siendo los valores muy variables (Flotats et al., 2001).

Por otro lado, las formas oxidadas del nitrógeno, nitratos y nitritos, no se encuentran en cantidades apreciables en purines acabados de generar (Magrí, 2007), pero sí que son transformados en procesos aerobios y anaerobios a partir del amonio, formando parte del ciclo del nitrógeno. La forma nítrica se encuentra libre en la solución del suelo, pero no experimenta ningún tipo de fenómeno de fijación y los nitratos son asimilables directamente por las plantas pero, al ser solubles, pueden ser arrastrados hacia horizontes profundos por las aguas de lluvia, lejos de la zona accesible por las raíces. Los nitratos y nitritos, juntamente con el amonio contribuyen a la eutrofización de las aguas (Magrí, 2007).

La unidad escogida para todas las formas de nitrógeno ha sido el $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$.

4.2.13. FÓSFORO TOTAL (F_T)

El fósforo es un elemento fertilizante, un macronutriente esencial, necesario para el cultivo y presente en los purines en cantidades significativas (Magrí, 2007). Un incontrolado vertido de purines puede generar que el potasio, altamente soluble en agua, llegue a aguas freáticas, estimulando el crecimiento de las algas y cianobacterias fotosintéticas y los microorganismos, y generando problemas de eutrofización de las aguas.

Las formas usuales de fósforo que se encuentran en solución incluyen el ortofosfato, polifosfato y el fosfato orgánico. Los ortofosfatos, por ejemplo PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , están disponibles directamente para el metabolismo microbiano. Los polifosfatos incluyen estas moléculas con dos o tres átomos de fósforo.

Los ortofosfatos pueden ser determinados directamente añadiendo una sustancia como el molibdato de amonio el cual formará un complejo coloreado con el fosfato. Los polifosfatos y los fosfatos orgánicos pueden ser convertidos en ortofosfatos usando una digestión ácida antes de determinarlos de la misma forma.

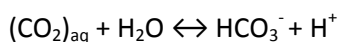
El fósforo puede ser retirado de las aguas residuales antes del tratamiento biológico, como parte del tratamiento biológico, o después del tratamiento biológico. La primera y la tercera opción casi siempre se llevan a cabo con agentes químicos, por precipitación del anión fosfato con cationes Ca^{2+} , Al^{3+} , o Fe^{3+} . La segunda es la que aprovecha la biotecnología, pretendiendo eliminar el fósforo haciéndolo partícipe de un tratamiento microbiológico:

- Mediante la absorción del fósforo en la biomasa.
- La adición de sales metálicas a un procedimiento microbiológico.
- Mejora la absorción biológica de fósforo en la biomasa.

La unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

4.2.14. ALCALINIDAD (ALK)

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio, que viene determinada básicamente por la reacción de equilibrio dióxido de carbono-bicarbonato:



El CO_2 es una de las principales fuentes de carbono inorgánico de los microorganismos autótrofos, siendo imprescindible en las reacciones de nitrificación, desnitrificación y en la metanogénesis anaerobia. Así, es imprescindible controlar y conocer la alcalinidad para poder atribuir y conocer posibles fallos en los procesos básicos de tratamiento de residuos. Por otro lado, puede dificultar otros procesos, especialmente aquellos en los que se requiere una modificación del pH (Magrí, 2007).

Para medir la alcalinidad se suele utilizar el método APHA 2320-B del Standards Methods. Los resultados se expresan en unidades de $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Para casos prácticos la alcalinidad se puede ser definida en términos de cantidades molares como:

$$\text{Alcalinidad (eq}\cdot\text{m}^{-3}) = \text{meq}\cdot\text{L}^{-1} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

En la práctica la alcalinidad se expresa en términos de carbonato cálcico. Para convertir $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 es útil recordar que:

$$\text{miliequivalente másico de CaCO}_3 = \frac{100 \text{ mg} / \text{mmol}}{2 \text{ meq} / \text{mmol}} = 50 \text{ mg} / \text{meq} \quad \text{Ec. 5}$$

Es decir, 3 $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ de alcalinidad pueden ser expresados como 150 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . La unidad de alcalinidad escogida para este trabajo ha sido el $\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$.

4.2.15. POTASIO TOTAL (P_T)

El potasio es también un elemento fertilizante, imprescindible para los cultivos, y presente en los purines en cantidades significativas (Magrí, 2007). La unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

4.2.16. COBRE Y ZINC (Cu y Zn)

Los metales pesados son inhibidores o tóxicos a altas concentraciones, entre ellos el Cu y el Zn para residuos de porcino. Estos metales son introducidos en las dietas de porcino, y aunque las concentraciones de Zn en las deyecciones difícilmente pueden llegar a las de inhibición, para el Cu se han encontrado valores que superan ampliamente los límites de inhibición en granjas de engorde. En el caso de la aplicación al suelo, estos metales se van acumulando y pueden llegar a ocasionar problemas de fototoxicidad (Magrí, 2007).

El Cu es inhibidor a partir de $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ tóxicos a partir de $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y el zinc lo es a partir de $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, y tóxico a partir de $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Flotats et al., 2001). La unidad escogida ha sido el $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

4.2.17. NÍQUEL (Ni)

No se ha encontrado información bibliográfica acerca del Ni en deyecciones ganaderas.

4.2.18. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS (P_c)

El biogás es el producto gaseoso resultante del proceso de digestión anaerobia, y es una mezcla constituida por metano, en una proporción que oscila entre un 40% y un 70%, dióxido de carbono y trazas de otros gases como hidrógeno, nitrógeno, oxígeno y sulfuro de hidrógeno (Flotats y Campos, 2005). El biogás tiene un poder calorífico que se encuentra en torno a los $21 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$, lo que lo hace útil para quemar en hornos, calderas, etc., o para transformarlo en energía eléctrica mediante turbinas o plantas generadoras.

La unidad de producción de biogás escogida mide $\text{m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{kg}^{-1} \text{ SV}_{\text{in}}$, donde SV_{in} corresponde a los sólidos volátiles de entrada en el reactor anaerobio.

4.2.19. ENERGÍA CONSUMIDA (E_c)

Para poder hacer balances de energía de los procesos combinados, y así tener presente si habrá pérdidas o ganancias energéticas, es necesario conocer el consumo energético de cada proceso unitario. Se tendrá en cuenta, sobretodo, en aquellos tratamientos en los que halla ayuda de alguna máquina. La unidad escogida para los cálculos de la energía consumida ha sido el $\text{kWh}\cdot\text{d}^{-1}$, donde kWh : kilowatio hora y d : día.

4.2.20. ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA (E_p)

Es el total de la energía liberada por un proceso, sin restar la energía consumida por ese mismo proceso.

La unidad escogida para los cálculos de la energía producida ha sido el $\text{kWh}\cdot\text{d}^{-1}$. donde kWh : kilowatio hora y d : día.

4.2.21. pH

Analíticamente, el pH se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno (Metcalf & Eddy, 2002).

$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

Conociendo el pH, se puede calcular la concentración de ion hidrógeno mediante la fórmula:

$$[\text{H}^+] = 10^{-\text{pH}}$$

En cualquier proceso, los microorganismos presentan máxima actividad en un rango de pH siempre alrededor de la neutralidad, presentando problemas graves por debajo de 6 o por encima de 8,3. En algunos residuos con bajo poder tampón (baja alcalinidad), puede llegar a ser necesario controlar exteriormente el pH, a fin de evitar su bajada debida a los ácidos generados en la segunda fase (Campos, 2001).

Su papel es fundamental en el equilibrio amonio - amoníaco, teniendo, por tanto, una gran importancia en el proceso general, por ser el amoníaco libre un importante inhibidor de la fase metanogénica (Zeeman et al., 1985). El pH influye también en el mecanismo de inhibición de degradación de propionato por acético, habiéndose descrito una mayor inhibición a pH bajos (Fukuzaki et al., 1990), debido a que, en este caso, el componente tóxico es la forma no ionizada del ácido acético, que aumenta con la acidez del medio.

El pH influye en el proceso de nitrificación, indirectamente, condicionando la disponibilidad de sustratos e inhibidores, o directamente, debido a la activación o desactivación de bacterias nitrificantes. También afecta al proceso de desnitrificación, porque durante este proceso se genera alcalinidad, aumentando el pH, y aumentando el riesgo de emisión de N_2O , un gas de efecto invernadero (Magrí, 2007).

4.2.22. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

La conductividad eléctrica (CE) es una medida de la capacidad de una muestra para conducir la corriente eléctrica, que es transportada por los iones en solución, por eso la conductividad crece en la solución a medida que crece la concentración de iones (Metcalf & Eddy, 2002). Es un parámetro que suele utilizarse para medir indirectamente la concentración de los sólidos totales disueltos (STD).

Por otro lado, en el caso de purines de cerdo, para conocer su idoneidad para su aplicación agrícola, será necesario conocer en el momento de la aplicación la cantidad de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) del purín para saber la cantidad a aplicar al suelo y el cultivo, habiéndose encontrado que existe una relación lineal entre conductividad y concentración de nitrógeno amoniacal en una muestra (Parera et al., 2010).

Parera et al. (2010) llevaron a cabo un proyecto de caracterización y medida rápida de nutrientes (NPK) en purines de cerdo. Se determinó, sobre más de 300 muestras acabadas de recoger, la conductividad eléctrica *in situ*, y el contenido en materia seca, nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo y potasio total en laboratorio. Encontraron una relación lineal entre la conductividad eléctrica y el contenido en nitrógeno total, con un coeficiente de correlación superior a 0,65 (Figura 32).

Así pues, para determinar la conductividad eléctrica de cada fracción estudiada, para cada proceso, se ha considerado oportuno relacionar linealmente la conductividad eléctrica, en $\text{dS}\cdot\text{cm}^{-1}$, con la concentración de nitrógeno amoniacal, en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

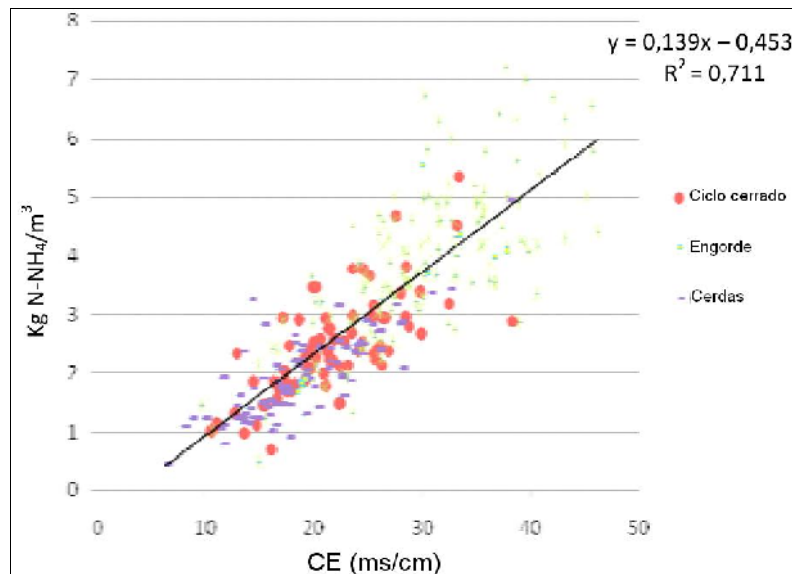


Figura 32. Relación entre la conductividad eléctrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) y el contenido en nitrógeno amoniacal de purín porcino ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) (n=308) (Parera, 2010)

Pudiéndose hallar la CE mediante la siguiente ecuación:

$$CE = \frac{[N - NH_4] + 0,453}{0,139} \quad \text{Ec. 6}$$

Donde,

CE : conductividad eléctrica, en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$

$[N - NH_4]$: concentración de nitrógeno amoniacal, en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$

La CE, en unidades del SI, se expresa en $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$, donde *mS*: milisiemens y *m*: metro, pero en unidades americanas se expresa en $\mu\Omega\cdot\text{cm}^{-1}$ donde $\mu\Omega$: microohms y *cm*: centímetro. $1 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ es equivalente a $10 \mu\Omega\cdot\text{cm}^{-1}$. La unidad escogida para la CE en este trabajo ha sido el $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$.

4.3. DISEÑO DE LAS HOJAS DE CÁLCULO PARA LA REALIZACIÓN DE LOS BALANCES DE MASA Y ENERGÍA Y DE LA CARACTERIZACIÓN DE CADA PROCESO CONSIDERADO.

En este capítulo se pretende reflejar cómo afecta cada proceso unitario a cada uno de los componentes del vector propuesto. (Ver Libro “Diseño Básico”).

La eficiencia de cualquiera de los procesos dependerá de varios factores:

- Tipología y composición de las deyecciones, que dependen del tipo de animal, su edad y periodo reproductivo, y de su alimento.
- Tipo de operación.
- El uso, o no, de aditivos químicos.
- Las condiciones de operación.
- Las características de la máquina.

Esta dependencia explica la gran variabilidad en los rendimientos encontrados en la bibliografía (se tratará a continuación) y dificulta la comparación. Por tanto, el objetivo de este estudio no ha sido el análisis de cada tipo de deyección por separado, ni el estudio de todas las máquinas del mercado, si no

únicamente revisar la bibliografía, y ofrecer una media y desviación típica de los valores encontrados en los rendimientos de separación y/o transformación de cada proceso.

Con cada Libro realizado, cada usuario final podrá modificar con esta herramienta, a su antojo, o en función de la maquinaria de la que disponga, o en función de los purines a tratar, cada una de las hojas Excel de este trabajo.

El Libro “Diagrama Básico” consiste en una serie de Hojas de cálculo, cada una de las cuales corresponde a una operación unitaria diferente. La primera hoja corresponde a las características de entrada de los purines, nutrientes, concentraciones en sólidos, pH, conductividad, etc., y el resto a las operaciones.

Los datos de entrada son el resultado de diferentes estudios, son teóricos, y la idea es que todo aquél o aquélla que quiera hacer uso de esta herramienta informática introduzca sus valores de entrada en función de la composición de sus residuos.

4.3.1. BALSAS

La calidad del estiércol y los purines, la temperatura y los días de almacenamiento pueden cambiar significativamente la capacidad de un tratamiento de separación sólido-líquido posterior al almacenaje en balsa debido a la variación en la composición de los purines causada por el desarrollo de actividad microbológica durante el almacenamiento (Zhu et al., 2000 y Ndegwa et al., 2002). Así, la eficiencia de separación sólido-líquido posterior a un almacenamiento en una balsa mejorará su eficiencia si se realiza el proceso cuanto antes mejor (Kunz, 2009).

Como ya se comentó en el Capítulo 3 existen diferentes formas de almacenaje de purines y estiércol (slat, fosa, depósito, etc.), con agitación o no para homogeneizar el purín e impedir la sedimentación de las partículas sólidas.

En este apartado se ha considerado que la balsa contiene un sistema de agitación para impedir la agitación, pero el giro de las palas se realizan a muy bajas revoluciones, para evitar la oxigenación de la balsa y mantener las condiciones anaerobias en su interior.

C) CAUDAL MÁSICO

No se considera recirculación alguno, por tanto caudal de entrada es igual a caudal de salida.

D) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la transformación del caudal másico al volumétrico mediante la siguiente relación:

$$Q_v = \frac{Q_m \times 1000}{\text{Densidad aparente}} \quad \text{Ec. 7}$$

E) DENSIDAD APARENTE

Los purines suelen tener una densidad comprendida entre los 980 y los 1050 kg·m⁻³. No obstante, la densidad es un parámetro muy fácil de medir cuando los purines son descargados, mediante un densímetro, por tanto, se deja expresamente una celda para introducirla.

F) SÓLIDOS TOTALES

Zhu et al. (2000) mostraron los porcentajes de reducción de los ST en una balsa de almacenamiento durante un periodo de 30 días. Estos experimentos fueron llevados a cabo diluyendo previamente los purines frescos a una concentración del 8% el contenido de ST y a una temperatura de entre 18-22 °C. Se han promediado los resultados publicados, que definían diferentes porcentajes de reducción para diferentes diámetros de partícula, y se ha realizado una gráfica (ver Figura 33), de la que se concluye que cada día de almacenamiento se reducen los sólidos totales en la fracción líquida aproximadamente en un 0,9 %.

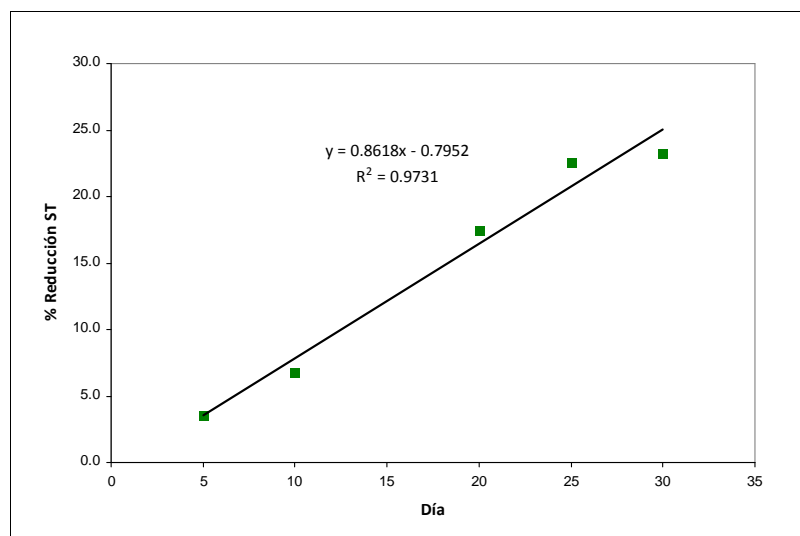


Figura 33. Porcentaje de reducción de los sólidos totales por día, en un periodo de 30 días.

Fuente: elaboración propia a partir de Zhu et al., 2000

Estos resultados concuerdan con los resultados de Ndegwa et al. (2002). Es de esperar que a mayor temperatura el porcentaje de reducción será mayor porque la temperatura acelera la actividad microbiológica, y con ella el consumo de materia orgánica. Se ha supuesto que el comportamiento en la disminución natural de los ST durante el almacenamiento será el mismo sea cual sea la concentración de entrada de los ST. También se ha supuesto que se podrá extrapolar la misma relación lineal si se supera un periodo de almacenamiento de 30 días.

Estos resultados son contrarios a los publicados por Kunz (2009) y que propone que hay una disminución de los ST hasta el noveno día, momento a partir del cual permanecen estables.

No obstante se ha optado por trabajar con los resultados de Zhu et al. (2000) y aplicar la siguiente fórmula de cálculo para hallar la cantidad de ST a la salida de la balsa:

$$ST_{salida} = ST_{entrada} \cdot (1 - 0,9 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 8}$$

Donde,

n : días de almacenamiento.

G) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

Zhu et al. (2000) comprobaron en su estudio que la relación entre la los STD y los ST se mantiene estable durante los cinco primeros días, y que a partir del quinto día la relación va aumentando, debido principalmente a la actividad microbiológica (ver Figura 34), y debido a que a partir del quinto día los sólidos se van solubilizando.

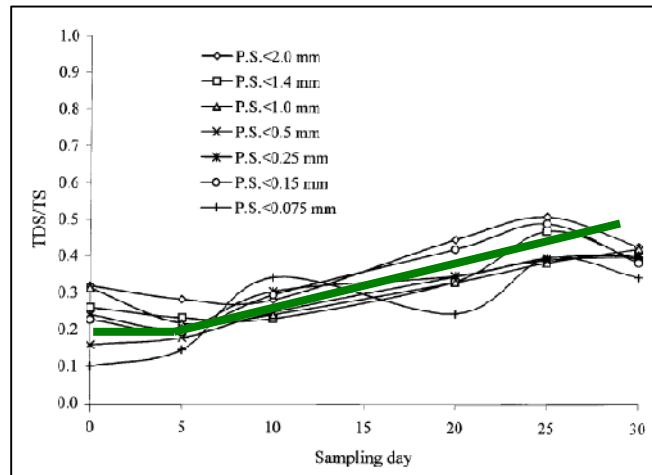


Figura 34. Variaciones en el ratio STD/ST durante el periodo de muestreo.

Fuente: Zhu et al. (2000)

En la Figura 34 se muestra la evolución del ratio STD/ST para diferentes tamaños de partícula. Para unificar, se ha buscado una relación que sea un promedio de todos los tamaños de partícula (marcado con los segmentos verdes). Como ya se comentó, los sólidos suspendidos totales son la fracción de los ST que quedan retenidos en el filtro de diámetro inferior a 1,2 μm .

Como $\frac{SST}{ST} = 1 - \frac{SDT}{ST}$, durante los cinco primeros días el ratio SST/ST es de 0,8, y a partir de entonces se sigue una relación decreciente según $Y = -0,012X + 0,86$, donde X son los días de almacenamiento e Y la relación SST/ST. Es decir, que cada día que pasa disminuye aproximadamente un 1,2 % la relación SST/ST.

$$\text{Así, } \frac{SST}{ST_{\text{salida}}} = \frac{SST}{ST_{\text{entrada}}} (1 - 1,2 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 9}$$

$$\text{y } SST_{\text{salida}} = \frac{SST}{ST_{\text{entrada}}} (1 - 1,2 \cdot 10^{-2})^n \cdot ST_{\text{salida}} \quad \text{Ec. 10}$$

Se ha supuesto que esta relación lineal será la misma durante el almacenamiento sea cual sea la concentración de entrada de los ST.

H) SÓLIDOS VOLÁTILES

Zhu et al. (2000), en los mismos experimentos que los presentados en el apartado F), también halló una relación lineal entre el porcentaje de reducción de los SV y el tiempo de almacenaje durante un periodo de almacenamiento de 30 días, cosa que concuerda con los resultados de Ndegwa et al. (2002), (ver Figura 35). De esta gráfica se concluye que cada día de almacenamiento se reducen los sólidos volátiles aproximadamente en un 1,2 %.

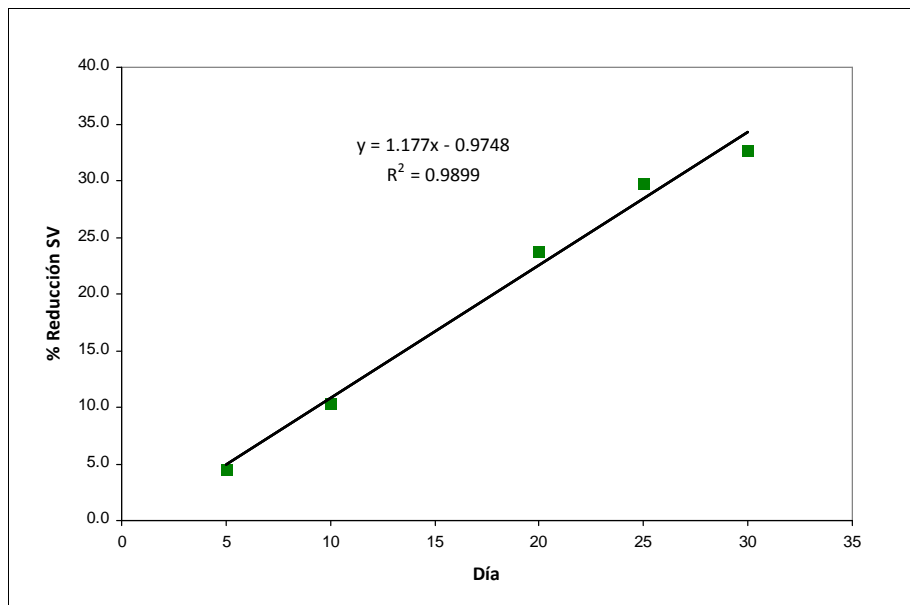


Figura 35. Porcentaje de reducción de los sólidos volátiles por día, en un periodo de 30 días.

Fuente: elaboración propia a partir de Zhu et al. (2001)

Como ya se ha dicho anteriormente, estos análisis fueron realizados entre 18 y 22 °C, eso quiere decir que el aumento y disminución de la temperatura hubiera hecho variar el porcentaje de reducción de los SV en los ST. No obstante se ha considerado que esta temperatura se mantiene estable, y que el comportamiento en la disminución natural de los ST durante el almacenamiento será el mismo sea cual sea la concentración de entrada de los ST.

La fórmula de cálculo para estimar la concentración de SV a la salida de la balsa es la siguiente:

$$SV_{salida} = SV_{entrada} \cdot (1 - 1,2 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 11}$$

Donde,

n : días de almacenamiento.

Esta reducción de los SV en los ST tiene relación con la el aumento de la DQO soluble al aumentar los días de almacenamiento propuesta por Kunz (2009), (ver DQO TOTAL en el apartado J) .

I) SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

Ndegwa et al. (2002) muestra en sus estudios que los SSV disminuyen con el tiempo de almacenamiento. Como no se disponen de datos numéricos de este estudio, se ha estudiado el artículo de Zhu et al. (2000), donde muestra una relación lineal en el ratio SSV/SST (ver Figura 36). De ahí se podría concluir que la relación sigue aproximadamente una función lineal que sería $Y = - 0,0013X + 0,82$, donde X son los días de almacenamiento e Y la relación SSV/SST.

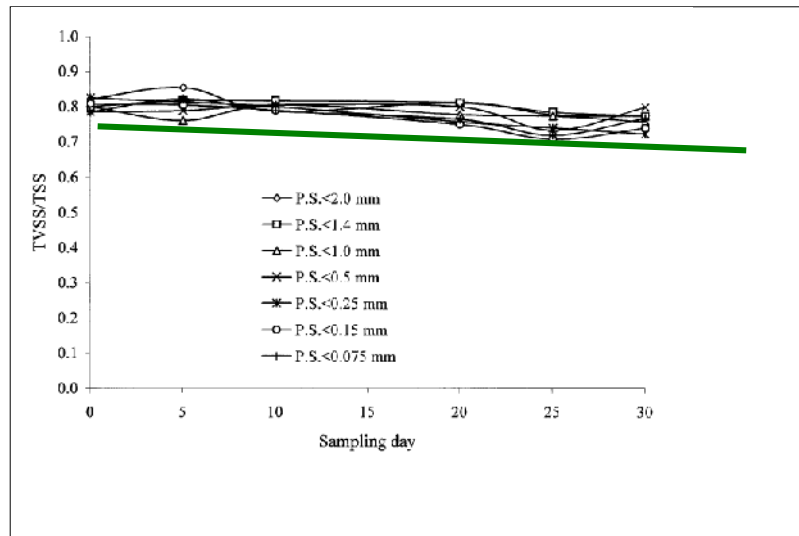


Figura 36. Variaciones en el ratio SSV/SST durante 30 días.

Fuente: Zhu et al. (2000)

Es decir, que cada día que pasa disminuye aproximadamente un 0,13 % la relación SSV/STT.

$$\text{Así, } \frac{SSV}{SST_{\text{salida}}} = \frac{SSV}{SST_{\text{entrada}}} (1 - 1,2 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 12}$$

Donde,

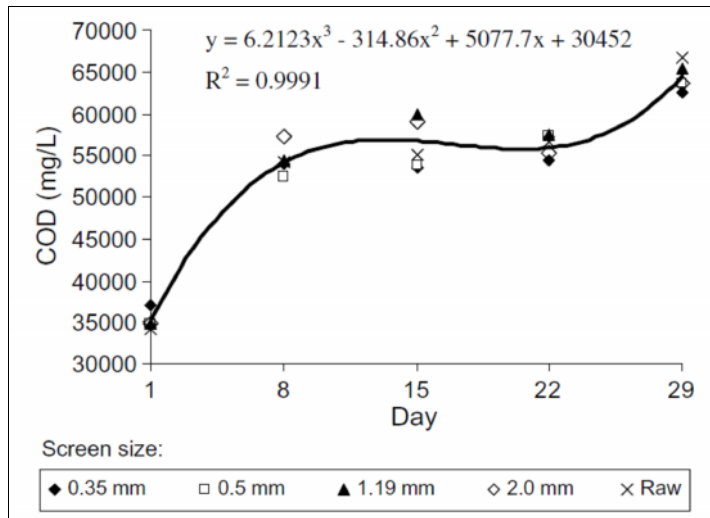
n : días de almacenamiento.

$$\text{y } SSV_{\text{salida}} = \frac{SSV}{SST_{\text{entrada}}} (1 - 0,13 \cdot 10^{-2})^n \cdot SST_{\text{salida}} \quad \text{Ec. 13}$$

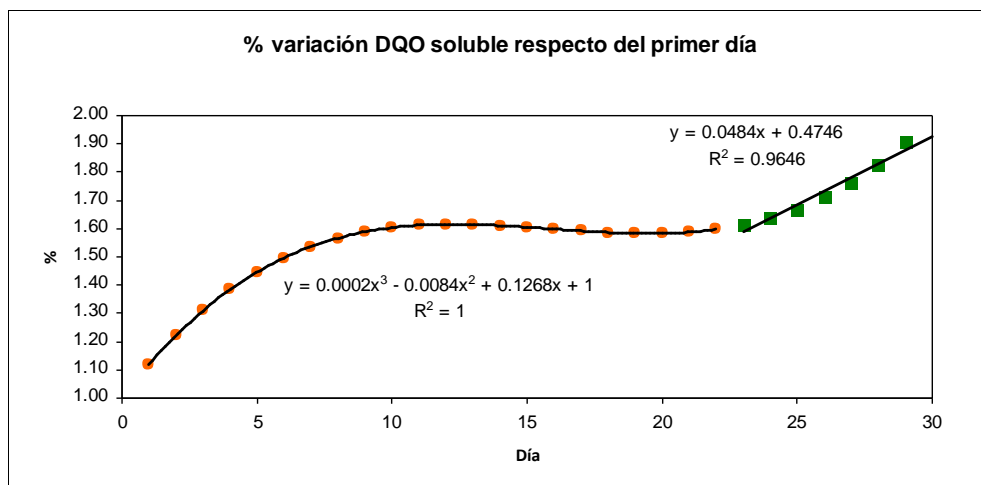
Se ha supuesto que esta relación lineal será la misma durante el almacenamiento sea cual sea la concentración de entrada de los ST.

J) DQO TOTAL

Kunz (2009) encontró que, durante el almacenamiento de los purines en las balsas, hay una relación polinómica de tercer grado entre la solubilidad de la DQO_T y la edad del purín, que puede verse en la Figura 37. Esta relación muestra que durante aproximadamente los primeros nueve días de almacenamiento hay una solubilización muy marcada de la DQO, permaneciendo después estable aproximadamente hasta el día 21 y volviendo a aumentar después.



Como en este estudio no se trabajan con las mismas unidades de producción de DQO, y dado que no coinciden ni la concentración inicial de ST ni la concentración de la DQO de entrada con los datos iniciales de Kunz (2009), se ha analizado la variación de la DQO soluble cada día de almacenamiento respecto del primer día, utilizando la relación polinómica referida arriba. El resultado de este análisis puede verse en la Figura 38:



Como sólo se tienen datos de análisis de los 30 primeros días de almacenamiento, la gráfica de la Figura 38 se ha dividido en dos tramos, el primero está comprendido entre los días 1 y 22, y el segundo del día 23 al 30. Se ha considerado que este último tramo sigue una tendencia rectilínea, y así sirve para suponer que la solubilidad de la DQO seguirá la misma tendencia de aumento a partir del día 23.

Como se ha comentado en el apartado H, el aumento de la solubilidad de la DQO tiene relación con la disminución de los SV, y se considera que la DQO_T disminuye en el mismo porcentaje en que lo hacen los SV. Por tanto,

$$DQO_{T_{salida}} = DQO_{T_{entrada}} \cdot (1 - 1,2 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 14}$$

Donde,

n : días de almacenamiento.

K) DQO BIODEGRADABLE

El porcentaje de la DQO biodegradable lo marcan los ensayos de biodegradabilidad. Según Flotats i Sarquella (2008) los porcentajes de biodegradabilidad para purines porcinos, gallinaza y purines bovinos son del 54,9 %, 59,0 % y 56,7 % respectivamente. Para facilitar el cálculo se ha supuesto un 60 %, pero cuando se utilice esta herramienta informática el porcentaje de biodegradabilidad será un dato a introducir.

L) DBO₅

No se dispone de información detallada sobre cómo varía la DBO₅ en una balsa de almacenamiento, por tanto se supone que la disminución de la DBO₅ es la misma que la DQO_B.

M) CARBONO ORGÁNICO TOTAL

Se supone que el carbono orgánico total se reducirá en una proporción igual a la reducción de la DQO.

N) NITRÓGENO AMONICAL

Kunz (2009) comprobó que, durante el almacenamiento del purín en las balsas, hay una importante relación lineal entre la concentración de nitrógeno amoniacal en la fracción líquida y la edad del purín, que sigue la siguiente ecuación:

$$Y = 23,91X + 1010,7 \quad R^2 = 0,9845 \quad \text{Ec. 15}$$

Donde,

X: tiempo de almacenamiento, en días.

Y: concentración de nitrógeno amoniacal, en mg·L⁻¹.

Es decir, que en los ensayos de Kunz (2009) el ratio de producción de N-NH₄ era de 24 mg·L⁻¹. Esta gran y continua amonificación, según Kunz (2009), ocurre porque el residuo de purín es una mezcla de orina, con compuestos de urea, y heces, con ureasas producidas por varias bacterias, que convierten el nitrógeno orgánico de algunas especies, como las proteínas, a nitrógeno amoniacal.

Como en este trabajo no se trabajan con las mismas unidades de producción de nutrientes, y dado que no coinciden ni la concentración inicial de ST ni la concentración de entrada del nitrógeno amoniacal, se ha decidido analizar el porcentaje de evolución del N-NH₄ cada día de almacenamiento, ver Figura 39.

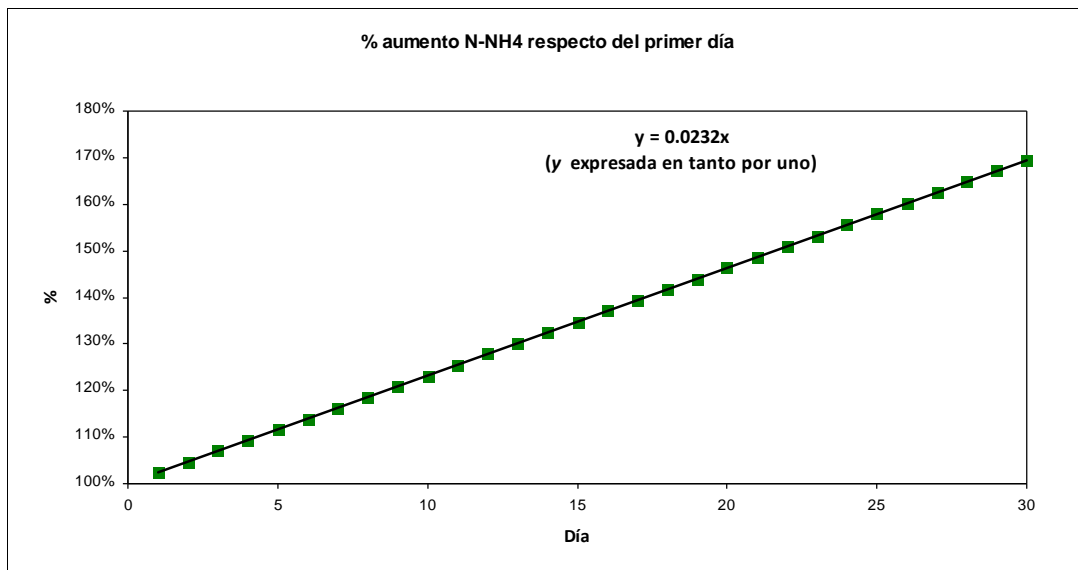


Figura 39. Porcentaje de aumento del nitrógeno amoniacal respecto del primer día.

Fuente: elaboración propia a partir de Kunz, 2009

De aquí se extrae que cada día que pasa hay un 2,32 % más de nitrógeno amoniacal, resultado de la descomposición del nitrógeno orgánico. Así, el nitrógeno amoniacal a la salida de la balsa será el que había a la entrada más el que se ha producido por la descomposición del nitrógeno orgánico. Se ha supuesto que se podrá extrapolar la misma relación lineal si se supera un periodo de almacenamiento de 30 días.

O) NITRÓGENO ORGÁNICO

En el punto N) se ha analizado cómo el nitrógeno orgánico de la fracción líquida se transforma en nitrógeno amoniacal, habiéndose llegado a la conclusión de que cada día que pasa se genera un 2,32% más de nitrógeno amoniacal, resultado de descomponerse en la misma proporción el nitrógeno orgánico.

Así, el nitrógeno orgánico a la salida se calculará de la siguiente manera:

$$N_{org\ salda} = N_{org\ entrada} \cdot (1 - 2,23 \cdot 10^{-2})^n \quad \text{Ec. 16}$$

Donde,

n : días de almacenamiento.

P) NITRATOS Y NITRITOS

Cuando los purines están acabados de generar la concentración de nitratos y nitritos es nula. Como se consideran condiciones anaerobias en el interior de la balsa se supone que tampoco se producirán nitratos o nitritos durante el almacenamiento.

Q) FÓSFORO TOTAL, POTASIO TOTAL, COBRE, ZINC Y NÍQUEL.

Las concentraciones de estos parámetros se mantienen iguales en el interior de la balsa.

R) ALCALINIDAD

La alcalinidad es un parámetro muy relacionado directamente con la nitrificación, debido a que cada mol de nitrógeno amoniacal eliminado consume aproximadamente 2 equivalentes de alcalinidad. Como

se han supuesto condiciones anaerobias en el interior de la balsa no se producirán reacciones de nitrificación. En este caso la alcalinidad se mantendrá con la misma concentración.

S) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Las condiciones anaerobias de la balsa provocan la producción de CH₄, aunque esta producción está más ligada a la problemática debida a la emisión de gases de efecto invernadero que a la generación de biogás para aprovechamiento energético. Por este motivo, la evaluación de gas metano se analiza con más detenimiento en el Apartado 4.4. "EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO RESULTANTES DE LA GESTIÓN DEL GANADO Y DE LAS DEYECCIONES.

T) ENERGÍA CONSUMIDA

Como se ha considerado que la balsa tiene un mecanismo de homogeneización, el consumo de energía provendrá de la agitación mecánica. En la celda correspondiente de entrada será necesario introducir el consumo de energía, en kWh, de la pala, por metro cúbico de balsa y día, kWh·m⁻³·d⁻¹, que es un dato que deben facilitar los fabricantes de agitadores mecánicos.

U) ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA

No hay producción de energía.

V) pH

La variación del pH es resultado de equilibrios iónicos, difíciles de predecir. Como se desconoce este resultado se supondrá que el pH se mantiene igual que la entrada.

W) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

4.3.2. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO

Hay diferentes técnicas para la separación sólido-líquido de las deyecciones ganaderas, como son el tornillo prensa o la centrífuga, que se basan en principios físicos de separación, o la ayuda con coagulantes, como el DAF-PAM.

La eficiencia de separación de estos separadores es muy variable, debido a que se ven afectadas por las variables físicas y químicas de la composición del purín (Westerman y Bicudo, 2000).

Debido a esta variabilidad, se ha estudiado la bibliografía existente y se ha decidido tener en cuenta las medias y desviaciones estándar de experimentos ya realizados para aplicarlos al ejemplo práctico.

Møller, et al. (2000) propone que la eficiencia de separación puede estar definida como la capacidad de la técnica para separar los SS y la fracción nutriente entre la FS y la FL, y propone la siguiente fórmula:

$$E_t = \frac{U \times M_c}{Q \times S_c} \times 100 \quad \text{Ec. 17}$$

Donde,

E_t = eficiencia de la separación, en %

U = caudal másico de la fracción sólida después de la separación, en $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$.

M_c = concentración del componente (SS, PT, NT) en la fracción sólida, en $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Q = caudal másico del total de purines tratados, en $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$.

S_c = concentración del componente (SS, PT, NT) en purín tratado, en $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

La E mide el porcentaje del componente que pasa de la entrada a la fracción sólida.

I. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO CON TORNILLO PRENSA

A) CAUDAL MÁSIKO

Møller et al. (2002), estudiaron qué porcentaje del caudal de entrada se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con tornillo prensa. Los resultados se pueden ver en la Tabla 17.

Tabla 17. Ratio de caudales de la fracción sólida con un tornillo prensa.

Animal	(U/Q) (%)	Media	Desviación estándar
cerdo	4.2	4.2	-
vaca	5.2	3.6	1.3
	2.4		
	3.9		
	2.9		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que para un tornillo prensa la fracción del Q_m que pasa a la FS contendrá un $3,6 \pm 1,1$ % del total de entrada para estiércol de vaca y un 4,2 % para purín de cerdo.

B) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la misma transformación que en la Ecuación 7.

C) DENSIDAD APARENTE

Como la densidad del purín tratado depende de muchos factores se ha supuesto que la fracción sólida tiene una densidad aparente de $1.060 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, y que la fracción líquida, debido a su baja concentración en sólidos, se supone que tiene una densidad similar al agua, es decir, de $1.000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

D) SÓLIDOS TOTALES

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje de los ST se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con tornillo prensa. Los resultados se pueden ver en la Tabla 18.

Tabla 18. Porcentaje de separación de los ST con un tornillo prensa.

Animal	Edad (días)	ST (% separación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	27.2	27.3	-
vaca	14	29.9	21.5	11.9
	124	13.1		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que para un tornillo prensa la fracción de los ST que pasa a la FS contendrá un 21,3 % del total de entrada para purín de cerdo y un $21,5 \pm 11,9$ % para el estiércol de vaca. La disminución de los ST con el tiempo fue corroborado por Kunz (2009).

E) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

Según Campos et al. (2008), la eficacia de separación de los SST, mediante métodos físicos sin adición de ningún tipo de coagulante, ronda el 5-14 %, por eso se ha decidido suponer que la eficiencia de separación de los SST será del 9,5 %.

F) SÓLIDOS VOLÁTILES Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume la hipótesis de que la eficiencia de separación de los SV es la misma que para los ST y que la eficiencia de separación de los SSV es la misma que para los SST.

G) DQO TOTAL

No se han encontrado datos sobre los porcentajes de separación de la DQO_T de un tornillo prensa, por eso se ha decidido adoptar los mismos porcentajes de separación que los ST.

H) DQO BIODEGRADABLE

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que la DQO biodegradable se reducirá en una proporción igual a la reducción de la DQO.

I) DBO_5

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que la DBO_5 se reducirá en una proporción igual a la reducción de la DQO.

J) CARBONO ORGÁNICO TOTAL

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que el carbono orgánico total se reducirá en una proporción igual a la reducción de la DQO.

K) NITRÓGENO ORGÁNICO

Considerando que el nitrógeno orgánico está en la fracción de los SV, se asume que la fracción de eliminación del N_{org} es la misma que la de los SV.

L) NITRÓGENO AMONIACAL

Según Beck y Bihler (1996) el nitrógeno amoniacal no se ve afectado significativamente por la separación mecánica porque está en su mayor parte disuelto en el líquido. Es decir, que la concentración del nitrógeno amoniacal en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de separación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

M) NITRATOS Y NITRITOS

Cuando los purines están acabados de generar la concentración de nitratos y nitritos es nula, y no se crearán durante la separación.

N) NITRÓGENO TOTAL

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje del NT se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con tornillo prensa. Los resultados se pueden ver en la Tabla 19.

Tabla 19. Porcentaje de eliminación del NT con un tornillo prensa.

Animal	Edad (días)	NT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	6.6	6.6	-
vaca	14	7.6	5.8	2.5
	124	4		

Fuente: Møller et al. (2002)

Hay que observar que cuando el purín tiene una edad muy avanzada se reduce el porcentaje de eliminación del nitrógeno, debido seguramente a que se ha mineralizado y disuelto en el agua. No obstante, en este ejemplo se consideran los purines acabados de generar, y si fuera necesario el almacenamiento se tendría en cuenta la combinación de balsa de almacenamiento junto con separación por tornillo prensa.

Por tanto, se considera que para un tornillo prensa la fracción del NT que pasa a la FS contendrá un 6,6 % del total de entrada para purín de cerdo y un $5,8 \pm 2,5$ % para el estiércol de vaca.

O) FÓSFORO TOTAL

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje del PT se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con tornillo prensa. Los resultados se pueden ver en la Tabla 20.

Tabla 20. Porcentaje de eliminación del PT con un tornillo prensa.

Animal	Edad (días)	PT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	7.1	7.1	-
vaca	14	15.5	11.7	5.3
	124	8.0		

Fuente: Møller et al. (2002)

P) ALCALINIDAD

Se supone que la concentración de alcalinidad en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

Q) POTASIO TOTAL

Según Beck y Bihler (1996) el potasio no se ve afectado significativamente por la separación mecánica porque está en su mayor parte disuelto en el líquido. Es decir, que la concentración del nitrógeno amoniacal en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

R) COBRE, ZINC, NÍQUEL

Se supone que la concentración de estos metales en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

S) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

No hay producción de biogás en una separación sólido-líquido.

T) ENERGÍA CONSUMIDA

Los estudios de Møller et al. (2002), proporcionan los valores de consumo de energía, en kWh, por tonelada y día de purín tratado, que pueden verse en la Tabla 21.

Tabla 21. Consumo de energía de un tornillo prensa.

Animal	Energía consumida		
	kWh·t/d	Media	Desv. Est.
cerdo	0.9	-	-
vaca	1.1	-	-

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que una centrífuga consume $5,4 \pm 1,1$ kWh por tonelada y día, y que un tornillo prensa consume una media de $1,0 \pm 0,1$ kWh por tonelada y día.

U) ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA

No se produce energía durante una separación S-L.

V) pH

Según Jorgensen et al. (2009), el pH no varía en función de la tecnología de separación sólido-líquido utilizada, por tanto se mantiene igual en la salida que en la entrada.

W) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

II. SEPARACIÓN SÓLIDO-LÍQUIDO CON CENTRÍFUGA

A) CAUDAL MÁSSICO

Møller et al. (2002), estudiaron qué porcentaje del caudal de entrada se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con centrífuga (ver Tabla 22).

Tabla 22. Ratio de caudales de la fracción sólida en una centrífuga.

Animal	(U/Q) (%)	Media	Desviación estándar
cerdo	13.1	7.9	3.8
	8.3		
	5.7		
	4.7		
vaca	20.9	16.1	4.6
	15.6		
	11.6		
vaca	5.2		
	2.4		
	3.9		
	2.9		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que para una centrífuga la fracción del Q_m que pasa a la FS contendrá un $16,1 \pm 4,6$ % del total de entrada para estiércol de vaca y un $7,9 \pm 3,8$ % para purín de cerdo.

B) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la misma transformación que en la Ecuación 7.

C) DENSIDAD APARENTE

Como la densidad del purín tratado depende de muchos factores se ha supuesto que la fracción sólida tiene una densidad aparente de $1.060 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, y que la fracción líquida, debido a su baja concentración en sólidos, se supone que tiene una densidad similar al agua, es decir, de $1.000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

D) SÓLIDOS TOTALES

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje de los ST se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con centrífuga (ver Tabla 23).

Tabla 23. Porcentaje de eliminación de los ST PT en una centrífuga.

Animal	Edad (días)	ST (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	60.5	50.9	13.6
	31	48.3		
	21	62.1		
	28	32.8		
vaca	14	65.2	59.7	5.1
	31	59.0		
	124	55.0		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que para una centrífuga la fracción de los ST que pasa a la FS contendrá un $50,9 \pm 13,6$ % del total de entrada para purín de cerdo y un $59,7 \pm 5,1$ % para el estiércol de vaca.

E) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

Según Campos et al. (2008), la eficacia de separación de los SST, mediante métodos físicos sin adición de ningún tipo de coagulante, ronda el 5-14 %, por eso se ha decido suponer que la eficiencia de separación de los SST será del 9,5 %.

F) SÓLIDOS VOLÁTILES Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que la eficiencia de separación de los SV es la misma que para los ST, y que la de los SSV es la misma que la de los SST.

G) SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que la eficiencia de eliminación de los SSV es la misma que para los SST.

H) DQO TOTAL

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje de los ST se queda en la fracción sólida después de una separación S-L con centrífuga. Los resultados se pueden ver en la Tabla 24.

Tabla 24. Porcentaje de separación de la DQO PT en una centrífuga.

Animal	Edad (días)	DQO _T (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	37.2	37.2	-
vaca	14	59.1	59.1	-

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se considera que para una centrífuga la fracción de la DQO que pasa a la FS contendrá un 37,2 % del total de entrada para purín de cerdo y un 59,1 % para el estiércol de vaca.

I) DQO BIODEGRADABLE y DBO₅

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que la DQO biodegradable y la DBO₅ se reducirán en una proporción igual a la reducción de la DQO.

J) CARBONO ORGÁNICO TOTAL

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que el carbono orgánico total se reducirá en una proporción igual a la reducción de la DQO.

K) NITRÓGENO ORGÁNICO

Considerando que el nitrógeno orgánico está en la fracción de los SV, se asume que la fracción de eliminación del N_{org} es la misma que la de los SV.

L) NITRÓGENO AMONIACAL

Con la información de Beck y Bihler (1996), se toma la misma hipótesis que para el tornillo prensa.

M) NITRATOS Y NITRITOS

Cuando los purines están acabados de generar la concentración de nitratos y nitritos es nula, y no se crearán durante la separación. Para el ejemplo de estudio se supone que los purines son tratados poco tiempo después de haber sido generados.

N) NITRÓGENO TOTAL

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje del N_T se queda en la FL después de una separación SL con tornillo prensa. Los resultados se pueden ver en la Tabla 25.

Tabla 25. Porcentaje de separación del NT PT en una centrífuga.

Animal	Edad (días)	NT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	29.3	20.3	6.7
	31	18.6		
	21	20.1		
	28	13.1		
vaca	14	49.1	35.9	11.7
	31	31.7		
	124	27.0		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se acepta que para una centrífuga la fracción del N_T que pasa a la FS contendrá un $20,3 \pm 6,7$ % del total de entrada para purín de cerdo y un $35,9 \pm 11,7$ % para el estiércol de vaca.

O) FÓSFORO TOTAL

Møller et al. (2002) analizaron qué porcentaje del PT se queda en la fracción sólida después de una separación SL con tornillo prensa (ver Tabla 26).

Tabla 26. Porcentaje de separación del PT en una centrífuga.

Animal	Edad (días)	PT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
cerdo	14	62.3	63.0	2.3
	31	60.4		
	21	63.6		
	28	65.9		
vaca	14	82.0	79.5	2.2
	31	77.8		
	124	78.7		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se acepta que para una centrífuga la fracción del PT que pasa a la FS contendrá un $63,0 \pm 2,3$ % del total de entrada para purín de cerdo y un $79,5, \pm 2,2$ % para el estiércol de vaca.

P) ALCALINIDAD

Se supone que la concentración de alcalinidad en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por ponderación de caudales.

Q) POTASIO TOTAL

Según Beck and Bihler (1996) el potasio no se ve afectado significativamente por la separación mecánica porque está en su mayor parte disuelto en el líquido. Es decir, que la concentración del nitrógeno amoniacal en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por ponderación de caudales.

R) COBRE, ZINC Y NÍQUEL

Se supone que la concentración de estos metales en la fracción líquida de salida será la misma que en la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

S) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

No hay producción de biogás en una separación sólido-líquido.

T) ENERGÍA CONSUMIDA

Los estudios de Møller et al. (2002), proporcionan los siguientes valores de consumo de energía, en kWh, por tonelada y día de purín tratado que se pueden ver en la Tabla 27.

Tabla 27. Consumo de energía de una centrífuga.

	Energía consumida		
	kWh·t/d	Media	Desv. Est.
cerdo	6.0	5.3	1.0
	4.3		
	4.6		
	6.3		
vaca	5.1	5.6	1.6
	4.3		
	7.3		

Fuente: Møller et al. (2002)

Por tanto, se acepta que una centrífuga consume $5,3 \pm 1,1$ kWh por tonelada y día para en el tratamiento del purín de cerdo y $5,6 \pm 1,6$ kWh para el tratamiento del estiércol de vaca.

U) ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA

No se produce energía durante una separación S-L.

V) pH

Según Jorgensen et al. (2009), el pH no varía en función de la tecnología de separación sólido-líquido utilizada, por tanto se mantiene igual en la salida que en la entrada.

W) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

III. SEPARACIÓN SÓLIDO LÍQUIDO CON DAF-PAM

Las eficiencias de las separaciones S-L mecánicas se ven aumentadas por la adición de un floculante químico. Está habiendo un uso creciente de la poliacrilamida (PAM) como agente floculante para mejorar la separación S-L (Campos et al., 2008).

La separación S-L con adición de floculante incluye tres pasos (Hammer y Hammer, 2001):

- Adición de un coagulante químico.
- Aparición de un agregado de partículas (floculación) como resultado del mezclado.
- Sedimentación del producto de la floculación (flóculo), debido a gravedad o centrifugación.

Las concentraciones óptimas de PAM para la separación de nutrientes varían en función del tipo de poliacrilamida y del tipo de residuo líquido a tratar (Campos et al., 2008).

A) CAUDAL MÁSSICO

Debido a la falta de bibliografía que indique la relación U/Q, se ha decidido escoger para el ejemplo de cálculo la relación correspondiente a la centrífuga, ya que es de los dos elementos mecánicos el que más porcentaje de reducción ofrece.

B) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la misma transformación que en la Ecuación 7.

C) DENSIDAD APARENTE

Como la densidad del purín tratado depende de muchos factores se ha supuesto que la fracción sólida tiene una densidad aparente de $1.060 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, y que la fracción líquida, debido a su baja concentración en sólidos, se supone que tiene una densidad similar al agua, es decir, de $1.000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

D) SÓLIDOS TOTALES

Campos et al. (2008) determinó qué porcentaje de los ST se queda en la fracción sólida después de una floculación con PAM en purines porcinos (ver Tabla 28).

Tabla 28. Porcentaje de separación de los ST con PAM.

Concentración de PAM (mg/l)	ST (% eliminación)	Media	Desv. Est.
120	13.9	23.0	12.8
140	32.0		

Fuente: Campos et al. (2008)

Por tanto, se adopta que la eficiencia de separación de los ST con adición de PAM es de un $23,0 \pm 12,8 \%$ en purines porcinos.

Para estiércol vacuno se ha seguido el estudio de Chastain (2001). Este estudio analiza diferentes metodologías de separación S-L, entre ellas la adicción de PAM. De los resultados de estudio se ha realizado una gráfica, que a su vez se utilizará para el estudio de los posteriores nutrientes (ver Figura 40).

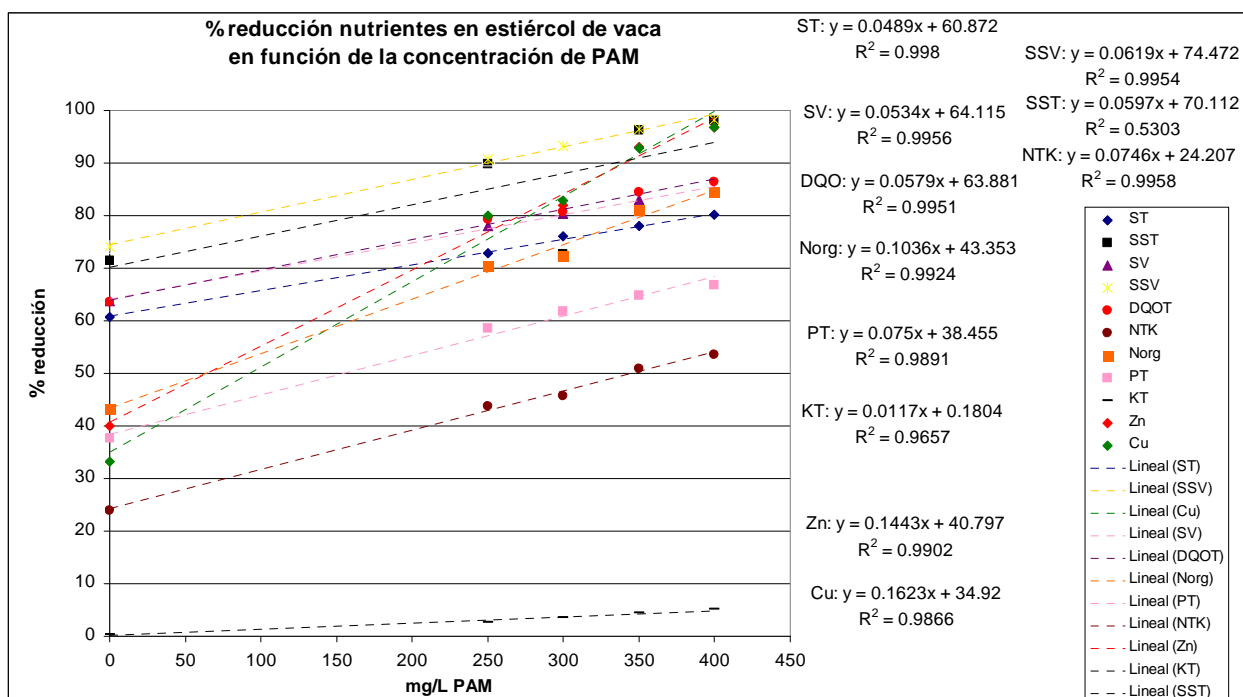


Figura 40. Porcentaje de reducción de nutrientes en estiércol de vaca a diferentes adiciones de PAM.

Fuente: elaborado a partir de Chastain, et al. (2001)

Para el estudio de los ST del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0489X + 60.872$, siendo X la concentración, en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación de los ST.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %. Se han utilizado estos mismos valores para purines porcinos.

E) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

Walker y Kelley (2003) determinaron qué porcentaje de los SST se queda en la fracción sólida después de una floculación con PAM en purines porcinos (ver Tabla 29).

Tabla 29. Porcentaje de eliminación de los ST con PAM.

Concentración de PAM (mg/l)	SST (% eliminación)	Media	Desv. Est.
62.5	99.9	99.9	-
125	99.9	99.9	-
375	76.6	91.6	8.9
	95.0		
	95.4		
	99.6		
	91.6		
750	78.5	93.1	8.5
	97.9		
	96.9		
	99.2		
	93.1		

Fuente: Walker y Kelley (2003)

Como se puede observar, en este caso la eficiencia de separación disminuye a medida que aumenta la concentración de PAM. Así, Walker y Kelley (2003) sugieren que es mejor, además de menos costoso, trabajar a bajas concentraciones de PAM. Así, se descarta trabajar con adiciones de PAM de

concentraciones superiores a $350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y se acepta que la eficiencia de separación de los SST con adición de PAM es de un $97,1 \pm 4,5 \%$ en purines porcinos.

Para el estudio de los SST del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0597X + 70.112$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

F) SÓLIDOS VOLÁTILES

No se disponen de estudios que faciliten datos que indiquen la eficiencia de separación de los SV en los purines porcinos. Para facilitar el estudio se ha decidido aplicar la misma eficiencia de separación que en el estiércol vacuno.

Para el estudio de los SV del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0534X + 64.115$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

G) SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

No se disponen de estudios que faciliten datos que indiquen la eficiencia de separación de los SSV en los purines porcinos. Para facilitar el estudio se ha decidido aplicar la misma eficiencia de separación que en el estiércol vacuno.

Para el estudio de los SSV del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0619X + 74.472$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

H) DQO TOTAL

Walker y Kelley (2003) determinaron qué porcentaje de la DQO_T se queda en la fracción sólida después de una floculación con PAM en purines porcinos (ver Tabla 30).

Tabla 30. Porcentaje de separación de la DQO_T con PAM.

Concentración de PAM (mg/l)	DQO_T (% eliminación)	Media	Desv. Est.
62.5	52.8	21.5	19.0
125	1.7		
375	10.3		
	8.0		
	42.8		
	15.3		
	19.3		

Fuente: Walker y Kelley (2003)

Se ha decidido que la eficiencia de separación de la DQO_T con adición de PAM es de un $21,5 \pm 19,0 \%$ en purines porcinos.

Para el estudio de la DQO total del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0579X + 63.881$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

I) DQO BIODEGRADABLE, DBO_5 y CARBONO ORGÁNICO TOTAL

Se asume que tanto la DQO_B , como la DBO_5 y el COT se reducirán en una proporción igual a la reducción de la DQO.

J) NITRÓGENO ORGÁNICO

No se disponen de estudios que faciliten datos que indiquen la eficiencia de separación del nitrógeno orgánico en los purines porcinos. Para facilitar el estudio se ha decidido aplicar la misma eficiencia de separación que en el estiércol vacuno.

Para el estudio del N_{org} del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.1036X + 43.353$ (ver Figura 40. Porcentaje de reducción de nutrientes en estiércol de vaca a diferentes adiciones de PAM.), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

K) NITRÓGENO AMONIACAL

Por falta de datos, se calcula el nitrógeno amoniacal por diferencia entre el nitrógeno total y el nitrógeno orgánico en las dos fases.

L) NITRATOS Y NITRITOS

Cuando los purines están acabados de generar la concentración de nitratos y nitritos es nula, y no se crearán durante la separación. Para el ejemplo de estudio se supone que los purines son tratados poco tiempo después de haber sido generados.

M) NITRÓGENO TOTAL

Walker y Kelley (2003) determinaron qué porcentaje del NT se queda en la fracción sólida después de una floculación con PAM en purines porcinos (ver Tabla 31).

Tabla 31. Porcentaje de separación del NT con PAM.

Concentración de PAM (mg/l)	NT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
62.5	57.1	70.0	13.6
125	47.6		
375	75.0		
	66.7		
	85.7		
	80.8		
	77.0		

Fuente: Walker y Kelley (2003)

Se ha adoptado que la eficiencia de separación del NT con adición de PAM es de un $70,0 \pm 13,6$ % en purines porcinos.

Para el estudio del NT del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0746X + 24.207$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación. Esta fórmula corresponde al estudio del nitrógeno kjeldahl, pero, dado que se supone que no hay ni nitratos ni nitritos en el estiércol, en este caso el NTK es igual al NT.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

N) FÓSFORO TOTAL

Walker y Kelley (2003) determinaron qué porcentaje del PT se queda en la fracción sólida después de una floculación con PAM en purines porcinos (ver Tabla 32).

Tabla 32. Porcentaje de separación del PT con PAM.

Concentración de PAM (mg/l)	PT (% eliminación)	Media	Desv. Est.
62.5	95.1	72.5	31.4
125	100.0		
375	90.0		
	62.5		
	87.5		
	10.0		
	62.5		

Fuente: Walker y Kelley (2003)

Se ha adoptado que la eficiencia de separación del PT con adición de PAM es de un $72,5 \pm 31,4$ % en purines porcinos.

Para el estudio del PT del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.075X + 38.455$ (ver Figura 40. Porcentaje de reducción de nutrientes en estiércol de vaca a diferentes adiciones de PAM.), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

O) ALCALINIDAD

Se supone que la concentración de alcalinidad en la fracción líquida de salida será la misma que la de la entrada, y por tanto, la eficiencia de eliminación, según los cálculos en la eficiencia de Møller (2002) se hallará por la relación de caudales.

P) POTASIO TOTAL, COBRE Y ZINC

No se disponen de estudios que faciliten datos que indiquen la eficiencia de separación del potasio total en los purines porcinos. Para facilitar el estudio se ha decidido aplicar la misma eficiencia de separación que en el estiércol vacuno.

Para el estudio del KT del estiércol vacuno se ha aplicado la fórmula $Y = 0.0117X + 0.1804$, para el Cu la fórmula $Y = 0.1623X + 34.92$, y para el Zn la fórmula $Y = 0.1443X + 40.797$ (ver Figura 40), siendo X la concentración, en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de PAM e Y la eficiencia de separación.

Se ha considerado que no se puede exceder en $375 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ la concentración de PAM para que el porcentaje de reducción no supere el 100 %.

Q) NIQUEL

No se disponen de estudios que faciliten datos que indiquen la eficiencia de separación del níquel.

R) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

No hay producción de biogás en una separación sólido-líquido.

S) ENERGÍA CONSUMIDA

Se asume que no hay consumo de energía durante de la adición de los coadyuvantes de la floculación, a pesar de que siempre hay que contemplar un pequeño consumo por agitación. En todo caso la habría durante la separación mecánica posterior.

T) ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA

No se produce energía durante una separación S-L.

U) pH

Según Walker y Kelley (2003) no es necesario hacer un ajuste de pH para mejorar la eficiencia del tratamiento con PAM (no así ocurre con las sales metálicas). Por tanto, se ha decidido que el pH permanezca igual a la entrada que a la salida.

V) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

4.3.3. NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN (NDN)

Para realizar los cálculos de la NDN es necesario suponer una serie de parámetros de diseño, que se deberán introducir para ejecutar los cálculos, que son los que se marcan a continuación:

A) CAUDAL MÁSIKO

El caudal másico se calculará a los siguientes parámetros de diseño:

$$Q_m = \frac{V_r \cdot \%F}{\theta} \quad \text{Ec. 18}$$

Donde,

Q_m : caudal másico, en $t \cdot d^{-1}$.

V_r : volumen del reactor, en m^3 .

$\%F$: porcentaje de fangos deseados en el caudal de salida, es un parámetro de diseño.

θ : tiempo de retención hidráulica, en d.

El caudal de la FL se calcula por diferencia de caudales.

El volumen del reactor se calcula a partir de la VCN. El tiempo de retención hidráulico es un parámetro de diseño, así como la velocidad de carga nitrogenada (VCN), que se define como la cantidad de amónico amoniacal que entra en el reactor por unidad de volumen y tiempo.

$$V_{\text{reactor}} = \frac{Q_m \cdot [N - NH_4]_{in}}{VCN} \quad \text{Ec. 19}$$

B) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la misma transformación que en la Ecuación 7.

C) DENSIDAD APARENTE

Lo que se trata con un sistema NDN son básicamente residuos acuosos, por eso se ha supuesto que tanto la fracción sólida como la líquida tienen una densidad aparente de $1.000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, debido a su baja concentración en sólidos.

D) SÓLIDOS TOTALES

La concentración de ST en la FL se establece en función de los criterios de diseño deseados. Es decir, permanecerá en la FL una concentración de los ST de entrada después de aplicar los porcentajes de eliminación. La concentración de los ST en la FS se ha hallado en base a la siguiente ecuación:

$$ST_{out} = ST_{in} + \frac{[SSV_r]}{\% F \cdot \frac{SSV}{SST}} \quad \text{Ec. 20}$$

Donde,

$[SSV_r]$: concentración de los SSV en el reactor, que es un parámetro de diseño, en $\text{kg SSV} \cdot \text{m}^{-3}$.

$\% F \cdot \frac{SSV}{SST}$: fracción de los sólidos solubles que no son volátiles, en $\text{t} \cdot \text{m}^{-3}$.

E) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

No se ha conseguido suficiente información bibliográfica para estudiar la evolución de los SST. A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que Los SST se reducirán en una proporción igual a los ST.

F) SÓLIDOS VOLÁTILES

La concentración de SV en la FL se establece en función de los criterios de diseño deseados. Es decir, permanecerá en la FL una concentración de los SV de entrada después de aplicar los porcentajes de eliminación. La concentración de los SV en la FS se ha hallado en base a la siguiente ecuación:

$$SV_{out} = SV_{in} + \frac{[SSV_r]}{\% F} \quad \text{Ec. 21}$$

G) SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

Tanto para la FL como para la FS, se asume como ratio de entrada que los SSV son un 75% de los SST.

H) DQO TOTAL

La DQO_T en la FL se establece en función de los criterios de diseño deseados. Es decir, permanecerá en la FL una concentración de la DQO_T de entrada después de aplicar los porcentajes de eliminación. La DQO_T en la FS se establece en base a la siguiente ecuación:

$$DQO_{T_{out}} = \frac{[SSV_r] \cdot DQO_F}{\% F} \quad \text{Ec. 22}$$

Donde,

DQO_F: DQO de los fangos, que equivale a 1,42 kg DQO·kg⁻¹ SSV.

I) DQO BIODEGRADABLE

La DQO_B en la FL se establece en función de los criterios de diseño deseados. Es decir, permanecerá en la FL una concentración de la DQO_B de entrada después de aplicar los porcentajes de eliminación. En la FS se ha supuesto que un 60% de la DQO_T es biodegradable.

J) DBO₅

Se supone que se elimina igual que la DQO_B.

K) CARBONO ORGÁNICO TOTAL

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que el carbono orgánico total se ve reducido en el mismo porcentaje que la DQO.

L) NITRÓGENO ORGÁNICO

El N_{org} en la FL se establece en función de los criterios de diseño deseados. Es decir, permanecerá en la FL una concentración del N_{org} de entrada después de aplicar los porcentajes de eliminación. El N_{org} en la FS se establece en base a la siguiente ecuación:

$$N_{org_{out}} = \frac{[SSV_r] \cdot N_{org / SSV}}{\% F} \quad \text{Ec. 23}$$

Donde,

N_{org/SSV}: cantidad de nitrógeno orgánico en los fangos, en kg N_{org}·kg⁻¹ SSV.

M) NITRÓGENO AMONIACAL

Para el cálculo de salida del nitrógeno amoniacal, se ha marcado una eficiencia de eliminación, que deberá ser introducida por el usuario.

N) NITRATOS Y NITRITOS

No se ha considerado que se forman.

O) NITRÓGENO TOTAL

El nitrógeno total, en las dos salidas, se ha hallado mediante la suma de todas las concentraciones de los diferentes tipos de nitrógeno.

P) FÓSFORO TOTAL, POTASIO TOTAL, ZINC, COBRE Y NÍQUEL

Se asume que el proceso NDN no afecta a la eliminación de elementos, por tanto se distribuirán en las salidas en función de la ponderación de los caudales másicos.

Q) ALCALINIDAD

Los sistemas combinados NDN permiten combinar los efectos de consumo y producción de alcalinidad de la nitrificación y la desnitrificación:

Requerimientos de alcalinidad para la nitrificación:

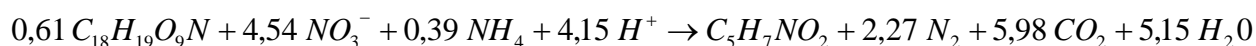
Ya se ha comentado que la reacción de nitrificación consume 1,98 equivalentes de alcalinidad por cada mol de nitrógeno amoniacal consumido. Por tanto, los requerimientos de alcalinidad se hallan de la siguiente manera:

$$R_{alc.} \left[\frac{eq}{m^3} \right] = \frac{g \text{ N} - NH_{4\text{eliminado}}}{kg} \cdot \frac{1 \text{ mol N}}{14 \text{ g N}} \cdot \frac{2 \text{ eq. alc.}}{1 \text{ mol N}} \cdot \rho_{aparente} \left[\frac{kg}{m^3} \right] \quad \text{Ec. 24}$$

Producción de alcalinidad durante la desnitrificación:

Se pueden dar dos estequiometrías diferentes durante la desnitrificación, en función de si hay o no hay N-NH₄ disponible en el medio:

- Si hay N-NH₄ disponible en el medio la reacción de desnitrificación es la siguiente:

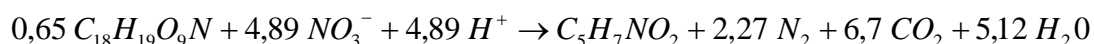


Ec. 25

En este caso la producción de alcalinidad será de:

$$\frac{4,15 \text{ eq.}}{4,54 \text{ mol } NO_3^-} = 0,91 \frac{\text{eq.}}{\text{mol N} - NO_3^-} \quad \text{Ec. 26}$$

- Si no hay N-NH₄ disponible en el medio la reacción de desnitrificación es la siguiente:



Ec. 27

En este caso la producción de alcalinidad será de:

$$\frac{4,89 \text{ eq.}}{4,89 \text{ mol } NO_3^-} = 1 \frac{\text{eq.}}{\text{mol N} - NO_3^-} \quad \text{Ec. 28}$$

Cuando los purines están acabados de generar no hay N-NO₃ disponible, en ese caso la desnitrificación no sería posible. No obstante, tratándose de un proceso combinado de NDN, el N-NO₃ se obtendrá del resultado de la nitrificación.

Si los resultados del cálculo de alcalinidad son negativos quiere decir que no hay suficiente alcalinidad disponible, y eso implicaría tener que adicionar la cantidad suficiente de CaCO₃ hasta conseguir la concentración necesaria. En ese caso las salidas de la FS y fangos tendrá valor cero.

R) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

El proceso de NDN no produce biogás.

S) ENERGÍA CONSUMIDA

La energía consumida será la necesaria para proporcionar la aireación para la entrada de oxígeno. Se toma como base de cálculo el consumo energético de Tilche, et al. (2001), de $11 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$.

T) ENERGÍA PRODUCIDA BRUTA

No hay producción de energía en un proceso NDN.

U) pH

El consumo de alcalinidad puede comportar disminuciones en el pH del medio (óptimo en torno a 8,0). No obstante, no es posible establecer la salida del pH debido a que está regido por equilibrios iónicos. Sólo se dejará indicado si es necesaria la adición de alcalinidad para garantizar que el pH se mantendrá en su óptimo, y se considerará que se mantiene en 8 a la salida.

V) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

4.3.4. DIGESTIÓN ANAEROBIA

A) CAUDAL MÁSSICO

Al tratarse de un reactor anaerobio sin acumulación de sólidos ni recirculación, el balance de masa para el cálculo del caudal va a depender de la cantidad de SV de entrada que se han transformado en metano. De estos, sólo los SV biodegradables se transforman en metano, y de estos, sólo un porcentaje de ellos son transformados a metano según modelo de Hashimoto (1982).

B) CAUDAL VOLUMÉTRICO

Se realiza la misma transformación que en la Ecuación 7.

C) DENSIDAD APARENTE

El metano tiene una densidad aparente de $0,717 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ a 0°C y 1,013 bar de presión. No obstante, el biogás es más pesado que el metano, debido a que contiene también otros gases. Suele tener una densidad relativa de entre 1,0 y 1,35 respecto del aire. Los resultados reales de la densidad del biogás se obtendrán a partir de la composición de éste, teniendo en cuenta el porcentaje de humedad, la temperatura y la producción de metano obtenida.

La fracción residual del reactor será una masa de purín con más contenido en agua. Los resultados reales de la densidad de la fracción residual se obtendrán a partir de un ensayo de densidad o de estimación a partir del biogás producido. Dada la consistencia líquida de los purines se ha supuesto para este caso concreto que esta fracción tiene una densidad aparente de $1.000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

D) SÓLIDOS TOTALES

La concentración de sólidos totales se verá afectada por la transformación de una fracción de los SV biodegradables en metano. Por tanto, los sólidos totales a la salida serán:

$ST_e = \text{cenizas} + \text{SV no biodegradable} - \text{SV biodegradables transformados en metano}$

E) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

No se ha conseguido suficiente información bibliográfica para estudiar la evolución de los SST, pero es de esperar que será inferior.

F) SÓLIDOS VOLÁTILES

La fracción de los SV que se verá afectada por la fermentación anaerobia será la biodegradable.

El modelo de Chen-Hashimoto (1982) determina que, para régimen estacionario, en un reactor de mezcla completa, el cálculo de los SV de salida es el siguiente,

$$S_e = S_0 \frac{K}{\mu_m \theta - 1 + K} \quad \text{Ec. 29}$$

Donde,

θ : tiempo de retención hidráulica, (d)

μ_m : tasa máxima de crecimiento, (d^{-1})

S_e : concentración de sustrato en el digestor, ($kg\ SV_{in} \cdot m^{-3}$)

S_0 : concentración de sustrato del afluente, ($kg\ SV_{in} \cdot m^{-3}$)

K: parámetro cinético, (adimensional).

En estas condiciones, la eficiencia en la eliminación del sustrato es:

$$E = 1 - \frac{S_e}{S_o} \quad \text{Ec. 30}$$

La fracción biodegradable de entrada para los SV se debe determinar a priori con los ensayos de biodegradabilidad. Para este caso de estudio se han tomado los datos de Flotats i Sarquella (2008), que se pueden ver en la Tabla 33.

Tabla 33. Resultados de ensayos de biodegradabilidad anaerobia para algunos productos o subproductos (producción de biogás suponiendo un contenido del 65% de CH_4)

	Purines de cerdo	Gallinaza	Purines bovino	Tierras filtrantes aceites	Residuos de matadero	Lodos de depuradora biológica (con grasas)	Residuo vegetal de proceso industrial
SV(g/kg)	33,9	200,8	90,2	323,2	239,2	100,8	352,3
DQO(g/kg)	56,2	264,8	80,0	491,6	323,3	197,0	652,1
% biodegradabilidad	54,9	59,0	56,7	84,4	68,3	63,9	45,4
$m^3\ CH_4/kg\ SV$	0,347	0,272	0,196	0,449	0,319	0,373	0,293
$m^3\ biogás/ t\ residuo$	18,1	84,1	27,2	223,3	117,6	57,8	158,9

Fuente: Flotats y Sarquella (2008)

Si $SV_{total} = SV_{bio} + \text{Resto}$ (se llama resto a la fracción de SV no biodegradable + cenizas), para el cálculo de la SV total de salida la fracción resto se mantiene debido a que no es fermentada. Por tanto la SV de salida del fermentador será:

$$S_e = SV_{bio} \text{ entrada} \cdot E + \text{Resto}$$

G) SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

No se ha conseguido suficiente información bibliográfica para estudiar la evolución de los SSV, pero es de esperar que será inferior.

H) DQO TOTAL

El potencial de producción de metano depende del estado de oxidación de la materia del purín a tratar, o de su DQO, o del oxígeno necesario para su oxidación. No obstante, existe una relación estequiométrica de formación del metano que describe su potencial máximo de producción. La reacción de oxidación del metano es la siguiente: $CH_4 + 2 O_2 \rightarrow CO_2 + 2 H_2O$. Para esta reacción,

$$\frac{1 \text{ mol } CH_4}{2 \text{ mol } O_2} \cdot \frac{1 \text{ mol } O_2}{32 \text{ g } O_2} \cdot \frac{22.4 \text{ L}}{1 \text{ mol } CH_4} \cdot \frac{1 \text{ g } O_2}{1 \text{ mol } CH_4} \cdot \frac{1 \text{ g } O_2}{1 \text{ g } DQO} = 0.35 \frac{\text{L } CH_4}{\text{g } DQO} \quad \text{Ec. 31}$$

Por tanto, por cada 0.35 m^3 de metano que se generan se consume 1 kg de DQO. Esta relación es importante para conocer la concentración de DQO a la salida.

$$\frac{\text{kg } SV_{in}}{t} \cdot \frac{\text{producción } m^3 CH_4}{\text{kg } SV_{in}} \cdot \frac{1 \text{ kg } DQO}{0.35 m^3 CH_4} = \frac{\text{kg } DQO \text{ consumida}}{t} \quad \text{Ec. 32}$$

$$DQO_{\text{entrada}} - DQO_{\text{consumida metano}} = DQO_{\text{salida}}$$

I) DQO BIODEGRADABLE

Para conocer la fracción de DQO biodegradable del diferido es necesario realizar ensayos de biodegradabilidad. A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que el porcentaje de DQO biodegradable es el mismo que el porcentaje de SV biodegradables. También es necesario tener en cuenta que la DQO del metano es 100% biodegradable.

J) DBO₅

Debido a que no se disponen de datos generales de concentraciones medias de DBO₅ en deyecciones ramaderas se ha supuesto que, en el caso de purines de cerdo, la relación de la DQO/DBO₅ es aproximadamente de 2.

Se supone también que si la DQO biodegradable se transforma en un determinado porcentaje hacia metano, la DBO₅ se transformará en el mismo porcentaje, por tanto, en la fracción de salida quedará el mismo porcentaje de DBO₅ que de DQO biodegradable.

K) CARBONO ORGÁNICO TOTAL

A fin de facilitar los cálculos necesarios, se asume que el carbono orgánico total, en la salida de los purines, se ve reducido en el mismo porcentaje que la DQO. Es posible calcular el COT del metano con el siguiente cálculo:

$$Q_{in} \cdot SV_{in} \cdot P_c \cdot \rho_{CH_4} \cdot \frac{12 \text{ kg } C}{16 \text{ kg } CH_4} \quad \text{Ec. 33}$$

Por tanto, de esta manera es posible conocer también el COT de entrada, que será utilizado para todas las operaciones unitarias, y el COT de salida del digerido.

L) NITRÓGENO ORGÁNICO

Se ha considerado que la eficiencia de transformación de los SV biodegradables en metano es la misma que la fracción de nitrógeno orgánico que se transforma en amoniacal. Por tanto la fracción de cantidad

orgánico que restará en el efluente sólido del reactor será la diferencia entre la que había y la transformada, considerando los caudales máxicos de entrada y salida al reactor.

M) NITRÓGENO AMONIAICAL

Se ha considerado que la eficiencia de transformación de los SV biodegradables en metano es la misma que la fracción de nitrógeno orgánico que se transforma en amoniacal. Por tanto, la cantidad de nitrógeno amoniacal que restará en el efluente sólido del reactor será la cantidad de nitrógeno amoniacal de entrada más la cantidad de nitrógeno orgánico que se ha transformado.

Según Hashimoto (1983), la concentración de amoníaco libre se puede calcular usando la siguiente ecuación:

$$[NH_3] = \frac{[N - NH_4]}{(1 + \frac{[H^+]}{K_a})} = \frac{[N - NH_4]}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad \text{Ec. 34}$$

Donde:

$[NH_3]$: concentración de amoníaco libre ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

$[N - NH_4]$: concentración de nitrógeno amoniacal ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

$[H^+]$: concentración de ión hidrógeno ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)

K_a : constante ácida de ionización del amoníaco ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)

Los valores de pK_a pueden ser hallados en función de la temperatura según la siguiente expresión (Lide, 1993).

$$pK_a = 4 \cdot 10^{-8} \cdot T^3 + 9 \cdot 10^{-5} \cdot T^2 - 0,036 \cdot T + 10,072 \quad \text{Ec. 35}$$

N) NITRATOS

Se ha considerado que los purines son tratados por el fermentador acabados de generar, y en ese caso se supone que la concentración de nitratos es nula. En los procesos combinados habría que analizar qué ocurre cuando los purines pasan previamente por una balsa de almacenaje. En ese caso habría que considerar posibles reacciones de desnitrificación.

La digestión anaerobia es un proceso en ausencia de oxígeno, por tanto el nitrógeno que pueda haber no se oxidará a nitratos. En el caso de que a la entrada hubiera nitratos, se considera que estos se desnitrificarán durante la digestión anaerobia, reduciendo la DQO en una relación de 5,35 kg DQO/kg N-NO_3 , la cual no dará lugar a metano.

O) NITRITOS

Se ha considerado que los purines son tratados por el fermentador acabados de generar, y en ese caso se supone que la concentración de nitritos es nula. En los procesos combinados habría que ver qué ocurre cuando los purines pasan previamente por una balsa de almacenaje. En ese caso habría que considerar posibles reacciones de desnitrificación.

La digestión anaerobia es un proceso en ausencia de oxígeno, por tanto el nitrógeno que pueda haber no se oxidará a nitritos. En el caso de que a la entrada hubiera nitritos, se considera que estos se desnitrificarán durante la digestión anaerobia, reduciendo la DQO en una relación de 4,5 kg DQO·kg⁻¹ N-NO_2 , la cual no dará lugar a metano.

P) NITRÓGENO TOTAL

No se elimina nitrógeno a través del biogás. Realizando un balance de masa se obtiene la cantidad de nitrógeno total de la salida, que es la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal puesto que no debe haber presencia de nitratos y nitritos a la salida.

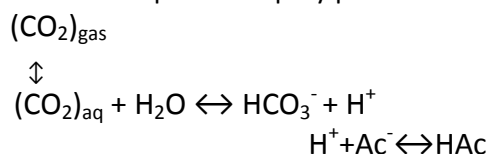
En el caso de que hubiera nitratos y nitritos a la entrada, el biogás contendrá N₂.

Q) FÓSFORO TOTAL

No se elimina fósforo a través del biogás. Realizando un balance de masa se obtiene la cantidad de fósforo de la salida.

R) ALCALINIDAD

En cada fase del proceso los microorganismos presentan un máximo de actividad en el rango de pH de 6 a 8. El principal equilibrio químico que controla la alcalinidad es el dióxido de carbono-bicarbonato. Este equilibrio es fundamental para el mantenimiento óptimo del pH y para la estabilidad del proceso.



Donde:

Ac⁻: acetato

HAc: ácido acético

En algunos residuos con bajo poder tampón (baja alcalinidad), puede llegar a ser necesario controlar exteriormente el pH, con la finalidad de evitar su bajada debida a los ácidos generados en la segunda fase. La alcalinidad debe mantenerse por encima de 2500 mg CaCO₃·L⁻¹ para asegurar la estabilidad del digestor (Fannin, 1987). Si disminuye en extremo la alcalinidad se corre el riesgo de que se bloquee el sistema debido a que no es capaz de degradar los ácidos grasos volátiles.

La relación de alcalinidad se define como la relación entre la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles y la debida al bicarbonato, recomendándose no sobrepasar un valor de 0,3-0,4 para evitar la acidificación del reactor (Iza, 1995).

En el ejemplo de cálculo no se considerará la variación de la alcalinidad durante la digestión. Su cálculo requeriría la aplicación de un modelo más complejo, como el ADM1, y depende de la dinámica de los ácidos grasos volátiles en el proceso.

S) POTASIO TOTAL, COBRE Y ZINC

No se eliminan estos elementos a través del biogás. Realizando un balance de masa se obtienen las concentraciones de la fracción sólida.

T) PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

La producción de metano, P_{CH₄}, en unidades de m³ CH₄·kg⁻¹ SV_{in}, se puede expresar en función de la carga orgánica aplicada mediante la Ec. 36:

$$P_c = G_0 \left(1 - \frac{K}{\mu_m \theta - 1 + K} \right) = G_0 \cdot E \quad \text{Ec. 36}$$

G_0 ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{SV}$) es la producción de metano o biogás por unidad de materia orgánica degradada. Es un parámetro teórico cuya determinación se realiza en condiciones en que todo el sustrato ha sido degradado, lo que implica tiempo infinito. Este valor se halla mediante una medida de biodegradabilidad en discontinuo, determinando el metano acumulado producido. Hill (1982) dio algunos valores medios de este parámetro, obtenidos a partir de valores experimentales de diferentes autores, ver Tabla 34. Estos serán los valores que se utilicen para el cálculo de la producción de metano.

Tabla 34. Potencial de producción de metano (G_0) para diversos residuos ganaderos.

Origen del residuo	G_0 ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{SV}_{\text{in}}$)
Bovino	0.35
Vacuno	0.20
Porcino	0.45
Avícola	0.39

Fuente: Hill (1982).

El valor de E ha sido previamente calculado en el apartado F).

La producción de gas por unidad de tiempo y volumen del reactor será:

$$P_v = G_0 \frac{S_0 - S_e}{\theta} = \frac{S_0 G_0}{\theta} \cdot \left(1 - \frac{K}{\theta \mu_m - 1 + K} \right) = \frac{S_0 G_0}{\theta} \cdot E = \frac{Q_m}{V} \cdot S_0 G_0 \cdot E \quad \text{Ec. 37}$$

Donde,

P_v : producción de biogás, ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \text{ reactor} \cdot \text{d}^{-1}$)

G_0 : producción de gas por unidad de sustrato eliminado, ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{SV}$, para un tiempo de retención infinito)

θ : tiempo de retención hidráulica, (d)

μ_m : tasa máxima de crecimiento, (d^{-1})

S_e : concentración de sustrato en el digestor, ($\text{kg SV} \cdot \text{m}^{-3}$)

S_0 : concentración de sustrato del afluente, ($\text{kg SV} \cdot \text{m}^{-3}$)

K : parámetro cinético, (adimensional).

Q_m : caudal másico de entrada ($\text{t purín} \cdot \text{d}^{-1}$).

V : volumen del reactor (m^3).

La eficiencia en la depuración para el tiempo de retención correspondiente al máximo de P_v depende, según el modelo de Chen-Hashimoto (1982), sólo de K , disminuyendo la eficiencia con un aumento de ésta. Previamente, Chen y Hashimoto (1981) comprobaron que K aumenta con un aumento de los SV en el afluente del digestor, y propusieron las expresiones siguientes para el cálculo de $\mu_m (\text{d}^{-1})$ y K :

$$\mu_m = 0.013 T - 0.129 \quad \text{Ec. 38}$$

$$K = 0,6 + 0,021 \cdot e^{0,05 \cdot \text{SV}_{\text{in}}} \quad \text{Ec. 39}$$

Donde,

T : temperatura del proceso, ($^{\circ}\text{C}$)

SV_{in} : sólidos volátiles de entrada ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ purín).

Como se puede observar en la Figura 41, la máxima depuración no coincide con la máxima producción de biogás.

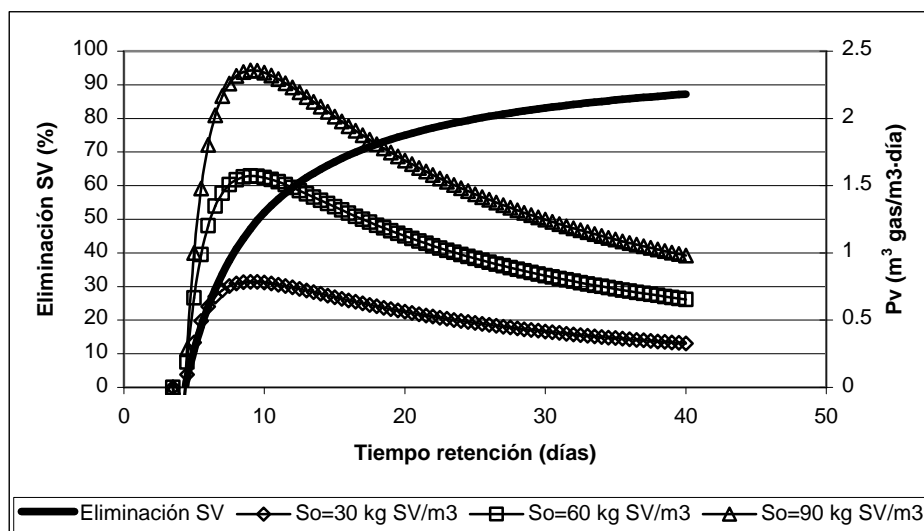


Figura 41. Eliminación de SV (%) y producción volumétrica de gas Pv (m³ biogás/m³ dig.día) para un reactor anaerobio continuo de mezcla completa, en función del tiempo de retención hidráulico
(Ejemplo para $\mu_m=0,23 \text{ d}^{-1}$, $K=1,2$ y $G_o=0,5$, para tres concentraciones de Sv en la alimentación).
Fuente: Flotats y Campos (2005).

Diferentes autores comprobaron que la expresión de K no se ajustaba a todos los tipos de deyecciones, así que Hill (1982), a partir de datos de diferentes autores y tipos de residuos, obtuvo la Figura 42, en la que se comprueba que residuos ganaderos, de diferentes orígenes, presentan constantes de inhibición K diferentes.

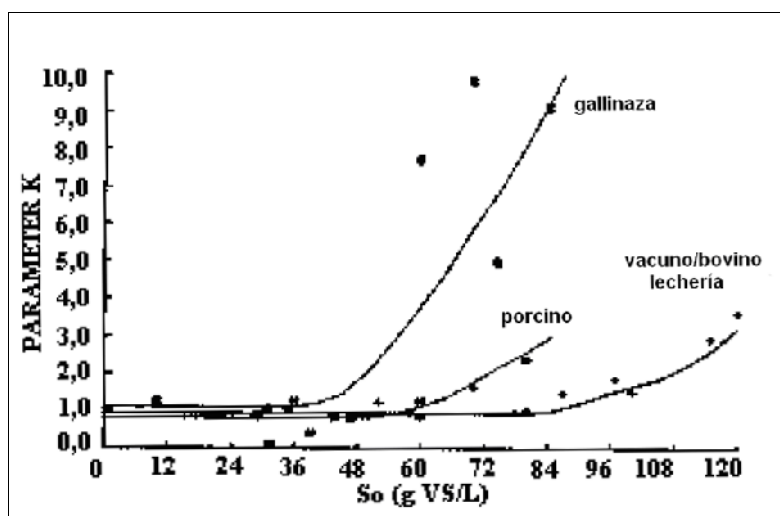


Figura 42. Efecto de la concentración de sólidos volátiles en el afluente sobre K.
Fuente: Hill, 1982

Nótese que el valor K, para cada residuo, es constante hasta que SV alcanza un cierto valor. Por eso, para el ejemplo de estudio, se han propuesto 3 ecuaciones diferentes para el cálculo de K, en función del tipo de residuo (ver Tabla 35).

Tabla 35. Valores del parámetro cinético K para diferentes tipos de residuos.

Gallinaza	Si $SV < 39,169 \rightarrow K = 1$ Si $SV > 39,169 \rightarrow K = 0,02021 \cdot SV^2 - 0,0833 \cdot SV + 1,041$
Porcino	Si $SV < 58,6 \rightarrow K = 0,8$ Si $SV > 58,6 \rightarrow K = 0,0866 \cdot SV - 4,2755$
Vacuno/bovino	Si $SV < 88,2 \rightarrow K = 0,7$ Si $SV > 88,2 \rightarrow K = 0,0015 \cdot SV^2 - 0,2477 \cdot SV + 10,924$

Fuente: elaboración propia a partir de Hill (1982).

Para conocer el porcentaje de metano del total de biogás es necesario realizar también ensayos de biodegradabilidad (ver Tabla 33. Resultados de ensayos de biodegradabilidad anaerobia para algunos productos o subproductos (producción de biogás suponiendo un contenido del 65% de CH₄). Como se ha supuesto que el contenido de metano en el biogás es del 65%, por tanto, la producción de biogás por kilogramo de SV de entrada ($\text{m}^3 \text{ biogás/kg SV}_{\text{in}}$) = $P_c \cdot 0,65^{-1}$

Para conocer el volumen de biogás producido diariamente será necesario calcular el caudal másico por la cantidad de SV_{in} y por la producción de biogás por cada kilogramo de SV_{in} .

La densidad del biogás es un parámetro necesario para los cálculos de caudales, y es un valor que depende de muchos factores, como son: los porcentajes de composición de gases en el biogás (para su cálculo se supondrá que sólo hay CH₄ y CO₂), las condiciones de presión (se considerará siempre 1 atm) y de temperatura (variable, y la misma que la temperatura de trabajo del reactor) y la concentración de agua (se considerará el gas saturado de humedad a 35 °C).

U) ENERGÍA CONSUMIDA

Consumo por agitación del reactor:

En reactores en que las bacterias se encuentran en suspensión es necesario mantener un grado de agitación moderado, suficiente para mantener las partículas en suspensión, pero sin romper los agregados de bacterias. Los valores de agitación recomendables están comprendidos entre 30 y 100 $\text{Wh} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{día}^{-1}$.

Para conocer el valor exacto es necesario conocer los valores nominales del motor de la pala de agitación. Debido a que no se conocen, y debido a que el volumen del reactor es relativamente elevado, se ha considerado un valor de agitación de 90 $\text{Wh} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{día}^{-1}$ (Flotats y Campos, 2005).

Consumo por mantenimiento de la temperatura y pérdidas caloríficas:

Chen (1983b) encontró que la fórmula para calcular el calor específico del purín de cerdo, que es la misma que para vacuno es:

$$C_p = 4,19 - 0,00275 \cdot ST \quad \text{Ec. 40}$$

Donde,

C_p : calor específico, en $\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$

ST: sólidos totales, en $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$

Suponiendo que los purines entran al reactor a una temperatura inferior a 35 °C, para calcular la energía térmica necesaria alcanzar el rango mesofílico o termofílico es necesario aplicar:

$$E = C_p \cdot Q_m \cdot \Delta T \quad \text{Ec. 41}$$

Donde,

E: energía térmica, ($\text{kJ} \cdot \text{d}^{-1}$)

C_p : calor específico, ($\text{kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$)

Q_m : caudal másico, ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

ΔT : incremento de temperatura, ($^\circ\text{C}$)

Una vez alcanzada la temperatura será necesario conocer cuáles son las pérdidas de calor por parte del reactor. Se ha estimado que el reactor tiene pérdidas de calor a través de las paredes, y debido a la dificultad por encontrar datos, se ha supuesto que el reactor pierde 1 °C cada día, es decir, que cada día será necesario invertir energía en aumentar la temperatura de los purines en un grado centigrado.

V) ENERGÍA PRIMARIA PRODUCIDA BRUTA

Una de las finalidades de la digestión anaerobia es la producción de metano, que se utilizará como combustible, para generar energía térmica o eléctrica.

El poder calorífico del metano es de 9024 kcal.m^{-3} . Una caloría equivale a 4,16 J, y 3600 J equivalen a 1 Wh.

Realizando los factores de conversión necesarios se puede conocer la cantidad de energía, en kWh, que se generará durante el proceso de metanización, y por cada día de tratamiento y por año de tratamiento.

W) pH

El rango óptimo de pH para la digestión anaerobia esta comprendido entre 6,8 y 7,5, pero se puede desarrollar el proceso en un rango de 6-8. No existe una teoría concluyente para explicar el papel del pH en el proceso y su efecto debe relacionarse con la concentración de AGV, el potencial rédox, la presión parcial de hidrógeno y la alcalinidad.

Se considerará a todos los efectos que el pH a la salida es de 8, independientemente del pH de entrada. Para su cálculo se requiere un modelo más complejo, como el ADM1, que incorpore la dinámica de todos los componentes del sistema, así como fenómenos de precipitación de sales (Campos y Flotats, 2003).

X) CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se han tomado las mismas hipótesis que en apartado 4.2.22.

4.4. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO RESULTANTES DE LA GESTIÓN DEL GANADO Y DE LAS DEYECCIONES.

El metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) contribuyen de forma significativa al efecto invernadero. Estos gases se producen y liberan durante todas las etapas de gestión de las deyecciones ganaderas (Moset et al., 2008). Las emisiones de CH_4 son resultado principalmente de la fermentación entérica y de los sistemas de gestión de las deyecciones y las emisiones de N_2O son principalmente resultado de esto último. Los vacunos constituyen una fuente importante de CH_4 , debido a su gran población y a la alta tasa de emisión de CH_4 provocada por su sistema digestivo rumiante. Las emisiones de metano producidas por la gestión del estiércol tienden a ser menores que las entéricas y se asocian con operaciones de gestión de animales estabulados, en las que el estiércol se maneja por medio de sistemas basados en líquidos y bajo condiciones de anaerobiosis y con purines líquidos o semilíquidos. Las emisiones de N_2O resultantes de la gestión del estiércol varían significativamente entre los tipos de sistemas de gestión utilizados y pueden provocar emisiones indirectas debidas a otras formas de pérdida de nitrógeno del sistema, además, son mucho mayores en sistemas de almacenamiento de deyecciones sólidas en forma de estiércol seco y bajo condiciones de aireación. (IPCC, 2006).

En este trabajo se considerarán sólo las estimaciones de las emisiones de metano y óxido nitroso a partir de la gestión del estiércol debido a que sólo se valoran tratamientos y no la estabulación de los animales. Las emisiones de CO_2 provocadas por el ganado no se estiman porque se supone que las emisiones anuales netas de CO_2 equivalen a cero (el CO_2 de la fotosíntesis de los vegetales se devuelve a la atmósfera como CO_2 respirado). Una parte del C se devuelve como CH_4 y es por esta razón que el CH_4

requiere consideración aparte (IPCC, 2006). Sólo se contabilizará el CO₂ en el análisis del biogás, ya que en ese caso el CO₂ del biogás no es producto de la respiración animal.

Según el IPCC (2006), los métodos para estimar las emisiones de CH₄ y N₂O producidas por el ganado requieren definiciones de las subcategorías de ganado, cálculo de las energías de los alimentos, las poblaciones anuales y unos “factores de emisión”, estimados a partir de los sistemas de gestión de los estiércoles y purines.

Actualmente en España, las emisiones de CH₄ y N₂O procedentes de la gestión de los estiércoles, tanto de rumiantes como de porcino, se calculan mediante la metodología del IPCC, pero según Moset et al. (2008) y Cambra et al. (2008), hay situaciones en las que se aplica directamente la metodología IPCC, porque los sistemas de gestión de los estiércoles y purines están claramente diferenciados en el tiempo y se trata de sistemas excluyentes, pero hay otros casos en los que lo habitual es que no sean excluyentes, por ejemplo en los sistemas intensivos de producción de porcino, donde el sistema predominante es claramente un proceso concatenado, consistente en un almacenamiento bajo fosa (slat), seguido de sistemas de almacenamiento de líquidos (Ver Figura 43), o en sistemas de producción de ganado bovino de cebo, ganado ovino y ganado caprino (Ver Figura 44). En estas condiciones, la aplicación de las ecuaciones del IPCC resulta complicada por la dificultad para obtener datos y por la naturaleza estática de su estimación (Moset et al., 2008 y Cambra et al., 2008).

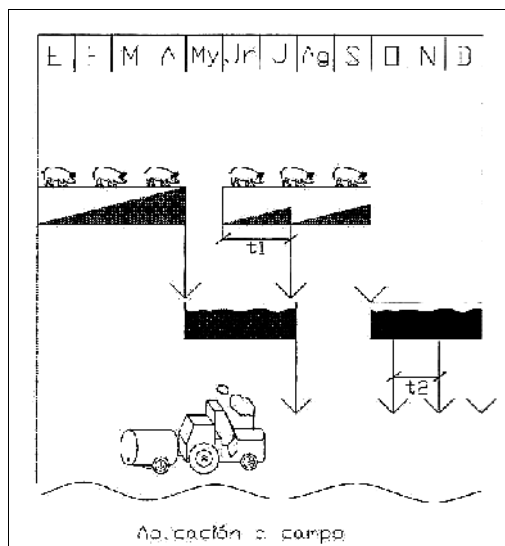


Figura 43. Sistema secuencial de gestión de purines en porcino a lo largo de un año, con los distintos tiempos de permanencia por etapa (t_1 y t_2).

Fuente: Moset et al., 2008.

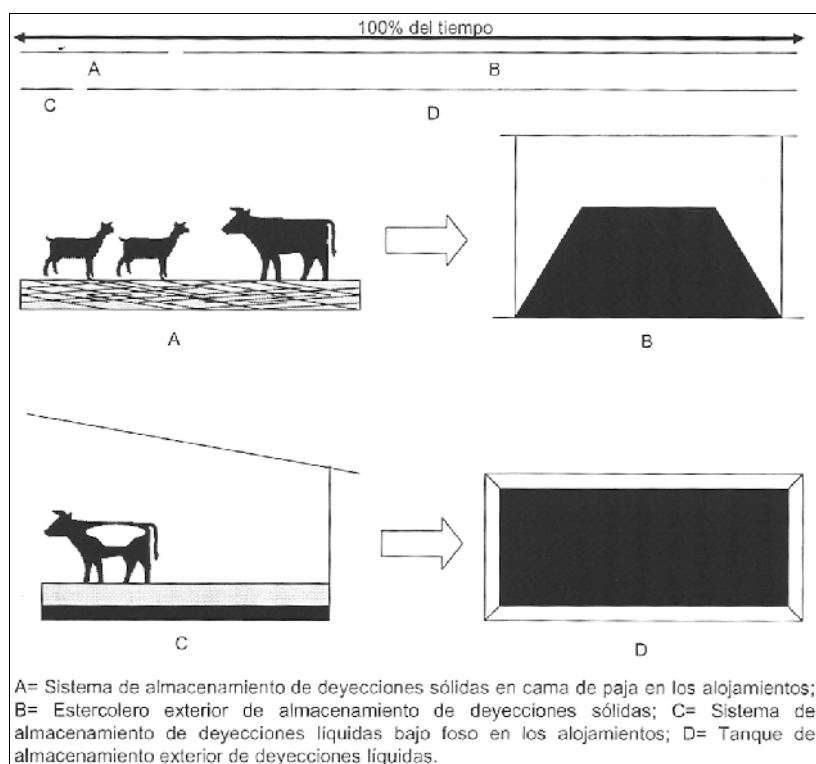


Figura 44. Sistema secuencial de gestión de estiércoles en el ganado bovino de cebo y leche, ovino y caprino y porcentaje de permanencia de las deyecciones en cada etapa.

Fuente: Cambra et al., 2008.

Moset et al. (2008) y Cambra et al. (2008) proponen diferentes métodos, alternativos a los cálculos del IPCC (2006), que se han modificado en este trabajo, para adaptarlos a la información de la que se dispone. Estos cálculos se verán en los apartados 4.4.1 y 4.4.2. No obstante, en este trabajo se ha optado por englobar los resultados de emisiones de CH_4 y N_2O en uno solo, dando los resultados en unidades de $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$ de CO_2 equivalente. Para la conversión sólo es necesario saber que 1 kg de CH_4 equivale a 21 kg de CO_2 equivalente, y que 1 kg de N_2O equivale a 310 kg de CO_2 equivalente (EPA, 2011).

También se tendrá en cuenta las emisiones de CO_2 equivalente resultado del consumo energético de los mecanismos automáticos utilizados, por ejemplo palas de agitación o termostatos. Para ello es necesario saber que 1 kWh equivalen a $6,8956\cdot 10^{-4}$ toneladas métricas de CO_2 (EPA, 2011).

A la hora de repartir el CO_2 equivalente en las salidas se ha optado por hacerlo por ponderación de caudales.

4.4.1. EMISIONES DE CH_4

El potencial máximo de producción de metano (P_c) es de $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{kg}^{-1}$ DQO eliminada. Así, puede calcularse el factor de emisión de metano (FE) en función del caudal y de la DQO eliminada:

$$FE_{\text{máx}} = Q_m \cdot DQO_{\text{eliminada}} \cdot P_c \quad \text{Ec. 42}$$

Donde,

$FE_{\text{máx}}$: factor máximo de emisión del metano, en $\text{m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{d}^{-1}$.

Q_m : caudal másico, en $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$.

DQO eliminada: DQO salida – EQO entrada, en $\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

P_c : $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{kg}^{-1}\text{DQO}_{\text{eliminada}}$.

No obstante existen unos factores de conversión del metano (FCM), es decir, no todo el potencial de metano que se pudiera producir se liberará a la atmósfera, si no que este FCM depende del sistema de gestión de los purines, del número de días que se sigue el sistema de gestión y la zona climática (temperatura media) (Moset et al., 2008, Cambra et al., 2008 e IPCC, 2006). En este caso, el factor de emisión de metano será:

$$FE = FE_{m\acute{a}x} \cdot FCM_{S,k,N} \quad \text{Ec. 43}$$

Donde,

FE: factor de emisión de metano, en $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$.

$FE_{m\acute{a}x}$: factor máximo de emisión del metano, en $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$.

$FCM_{S,k,N}$: factor de conversión de metano, en %, que es función de sistema de gestión, de la temperatura y del número de días que esté en marcha el sistema de gestión.

Para pasar de una FE en unidades de $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$ a unidades de $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ sólo hay que multiplicar por la densidad del metano, que es función de la temperatura, pero que ronda los $0,67 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

Así, la dificultad de este trabajo radica en encontrar el valor del FCM.

A) POR ALMACENAMIENTO

En el IPCC (2006) existen publicados unos valores tabulados de FCM en función de la temperatura y del sistema de almacenamiento, que pueden verse en el Anexo 3: Valores de FCM por temperatura para sistemas de gestión del estiércol.

La zona climática k tiene relación con la temperatura ambiente promedio anual del lugar donde está ubicada la instalación, siendo zonas frías las que tienen una temperatura media anual por debajo de 14°C , zonas templadas las comprendidas entre 15 y 25°C y las zonas cálidas las que están por encima de 26°C (IPCC, 2006). El valor del FCM se ha conseguido obtener automáticamente, a partir de los datos del IPCC (2006), una vez seleccionado el método de gestión y la temperatura (ver Figura 45). Los diferentes sistemas de almacenamiento analizados son: balsa de líquido/fango sin cobertura de costra natural (se ha escogido ésta por ser una situación más desfavorable que la balsa con cobertura de costra natural), laguna anaeróbica no cubierta y almacenamientos en pozos por debajo de lugares de confinamiento animal (ver Anexo 3: Valores de FCM por temperatura para sistemas de gestión del estiércol).

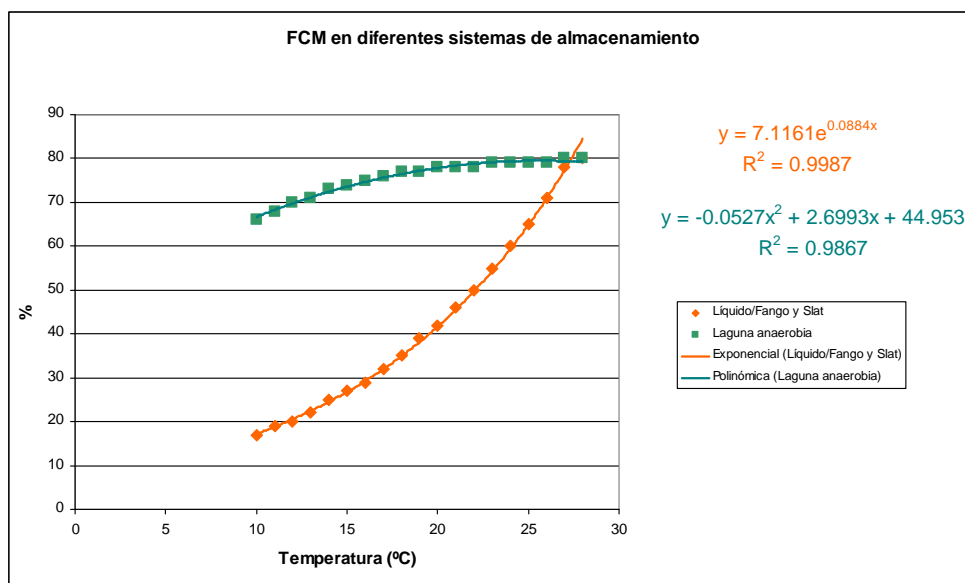


Figura 45. Evolución de MDF con la temperatura.

Fuente: elaboración propia a partir IPCC (2006)

Para los valores de temperatura por encima de 29 °C se ha supuesto FCM constante y equivalente al máximo resultante de las ecuaciones de gráfico anterior. El cómo afecta el tiempo de almacenamiento en la balsa se tuvo en cuenta a la hora de hallar la DQO eliminada, puesto que para el cálculo de la eliminación de la DQO se tuvo en cuenta los días de almacenamiento. (ver Apartado 4.3.1, punto J).

Como no es posible saber cómo se reparten las emisiones de CO₂ equivalente en cada una de las salidas se ha optado por hacerlo ponderando en función de la proporción de los caudales másicos.

B) POR SEPARACIÓN SL

Las emisiones de CO₂ provocadas por cualquiera de los tres procesos de separación SL serán las equivalentes al consumo energético, o bien del tornillo prensa, o bien de la centrífuga, o por la agitación de los tanques de floculación-coagulación del proceso DAF-PAM. Para ello se adopta la relación 1 kWh equivale a 6,8956·10⁻⁴ toneladas métricas de CO₂ (EPA, 2011). Este valor es muy generalista y debería considerarse el valor correspondiente al mix eléctrico de cada país. Como no es posible saber cómo se reparten las emisiones entre los flujos de salida, se ha optado por hacerlo ponderando en función de la proporción de los caudales másicos.

C) POR DIGESTIÓN ANAERÓBIA

Las emisiones de CH₄ y CO₂ provienen de la producción del biogás en la digestión anaerobia. En el apartado 4.3.4 se han evaluado los volúmenes de biogás que se generan cada día, los porcentajes de CH₄ y CO₂ y sus respectivas densidades en función de la temperatura y grado de humedad. Así, con estos datos, las cantidades de CH₄ y CO₂ que se generan por día se pueden calcular mediante las siguientes ecuaciones:

$$kg \text{ CH}_4 / \text{día} = Q_m \cdot SV \cdot \frac{m^3 \text{ biogas}}{SV} \cdot \frac{\% \text{ CH}_4}{\text{biogás}} \cdot \rho_{\text{CH}_4} \quad \text{Ec. 44}$$

$$kg \text{ CO}_2 / \text{día} = Q_m \cdot SV \cdot \frac{m^3 \text{ biogas}}{SV} \cdot \frac{\% \text{ CO}_2}{\text{biogás}} \cdot \rho_{\text{CO}_2} \quad \text{Ec. 45}$$

Además de las emisiones de CH₄ y CO₂ se deben tener en cuenta las emisiones de CO₂ equivalentes por el consumo energético del reactor. Igual que en el apartado anterior, se considera que 1 kWh equivale a 6,8956·10⁻⁴ toneladas métricas de CO₂ (EPA, 2011).

Así, se considerará emisión de CO₂ equivalente tanto en la salida del biogás como en la salida sólida.

D) NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN

No se considera emisión de CH₄ en un proceso NDN.

4.4.2. EMISIONES DE N₂O

Al igual que en el apartado anterior, las zonas climáticas y los sistemas de gestión se tendrán en cuenta individualmente con cada proceso unitario de tratamiento.

A) POR ALMACENAMIENTO

El IPCC (2006) propone unos factores de emisión de N₂O en función del proceso de gestión del estiércol. De los sistemas de gestión tratados en este trabajo, sólo el almacenamiento en pozos por debajo de lugares de confinamiento animal (slat) tiene un factor de emisión (FE) de 0,002 kg N-N₂O· kg⁻¹ de N total

excretado. El resto tienen un factor de emisión igual a cero (ver Anexo 4: Factores de emisión por defecto para emisiones directas de N₂O de la gestión del estiércol). No se disponen de otros estudios de referencia en los que se hayan analizado los factores de emisión de diferentes sistemas de almacenamiento. Debido a eso, se ha considerado que el nitrógeno excretado se puede asimilar al nitrógeno total, y en ese caso, se podría decir que el sistema de almacenamiento slat tiene un FE de 0,002 kg N-N₂O · kg⁻¹ de N total.

Moset et al. (2008) y Cambra et al. (2008) proponen un algoritmo de cálculo en que multiplican los factores de emisión de cada sistema por unos por unos porcentajes, que son función del nitrógeno excretado por el animal, la fracción de ingesta retenida por el animal y el tiempo que sigue el sistema. No obstante, no se dispone de datos bibliográficos ni estudios que permitan el uso de estos algoritmos.

Así pues, la metodología ha sido la siguiente:

$$Emisiones\ de\ N_2O\ \left[\frac{kg\ N_2O}{d} \right] = Q_m \cdot N_T \cdot EF \cdot \frac{44}{28} \quad \text{Ec. 46}$$

Donde,

Q_m: caudal másico, en t·d⁻¹.

N_T: nitrógeno total, en kg N·t⁻¹.

EF: factor de emisión de N₂O, en kg N-N₂O · kg⁻¹ de N total.

44/28: factor de conversión de N-N₂O a N₂O.

Como no es posible saber cómo se reparten las emisiones de N₂O en las salidas se ha optado por hacerlo ponderando en función de la proporción de los caudales másicos.

B) POR SEPARADOR SL Y DIGESTIÓN ANAEROBIA

No se considera emisión de N₂O en estos procesos.

C) POR NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN

No se considera emisión de N₂O por NDN. No obstante pudiera haberla durante la desnitrificación, aunque no se tiene en cuenta por falta de estudios de referencia en este campo.

4.5. IMPLANTACIÓN DE LOS DIAGRAMAS DE FLUJO COMBINADOS.

Con los cuatro tratamientos unitarios analizados en profundidad se han diseñado una serie de combinaciones, cada una de ellas con un objetivo de estudio diferente.

Como se comentó en el apartado 4.1, cada Libro “Combinación X” está dividido en tres bloques.

El primer bloque lo compone la Hoja “Entradas” (ver Figura 28. Presentación de la Hoja “Entradas”), que es donde el usuario introduce los valores de las concentraciones de los parámetros de los que dispone. Las columnas “A” y “B” no deben ser modificadas, porque son las columnas de referencia para los cálculos posteriores. En principio, deben aparecer como columnas ocultas, pero, en caso de que no sea así, las celdas de la columna “B” aparecerán en fondo rojo, con un mensaje que dice: “¡ATENCIÓN! No introducir ningún valor en las casillas de fondo rojo, son casillas de cálculo”. Hay otro mensaje que informa que se deben introducir los valores de las concentraciones de cada componente en la columna “F”, y que en el caso de que haya más de un sustrato, se deberán introducir en las casillas “I” y “L”.

El segundo bloque lo compone la Hoja “Combinación X”, que es la principal. Ésta está dividida en tres espacios diferentes. Por un lado está la zona, situada entre las columnas “A” y “E” y las filas “1” y “32”, que es el espacio donde el usuario debe introducir los parámetros de diseño, como temperatura ambiente, días de almacenamiento de la balsa, etc. (ver Figura 46). La zona con un fondo de color dorado es aquella donde están los parámetros de diseño a considerar, y sus valores se introducen en color verde. Los datos a introducir están divididos según el tratamiento unitario al que afectan, por ejemplo, la carga volumétrica nitrogenada afecta al NDN, y la temperatura del reactor se tiene en consideración en el reactor anarobio.



	A	B	C	D	E
1	  <div> <div>Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals i Ports de Barcelona</div> <div>UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA</div> </div> <div>Autora: Carme Pineda (Julio 2011)</div>				
2	DATOS DE INICIO QUE ES NECESARIO INTRODUCIR:				
3	Escoje animal:	<input type="text" value="vacuno"/>		unidades	
4	Temperatura ambiente	22		°C	
5	BALSA				
6	Sistema de almacenamiento:	<input type="text" value="Líquido/fangos en pozos"/>			
7	Volumen balsa	20		m³	
8	Días de almacenamiento	50		d	
9	Consumo energía para agitación de la balsa	5		W/m³ día	
10	SEPARADOR SÓLIDO-LÍQUIDO				
11	Densidad aparente fracción líquida salida	1000		kg/m³	
12	Densidad aparente fracción sólida salida	1050		kg/m³	
13					
14	RESULTADOS ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD				
15	Go (tiempo infinito)	0.45		(m³ CH₄/kg SSV/d)	
16	% DQO biodegradable entrada	56.7%		%	
17	% SSV _{biodegradable} en SSV _{total} entrada	56.7%		%	
18	REACTOR ANAEROBIO				
19	TEMPERATURA trabajo reactor	35		°C	
20	TRH (θ)	100		días	
21	Consumo E para agitación del reactor	9		W/m³ día	
22	RECIRCULACIÓN				
23	Relación de recirculación (Q8/Q5)	0.6			
24	NDN				
25	Concentración SSV en reactor	5		kg SSV/m³	
26	SSV/SST	80%			
27	V fangos decantados (%)	60%		(= V/m³)	
28	Carga volumétrica nitrogenada	70		kg N-NH₄/m³·d	
29	concentración mínima O₂ en el reactor	0.0025		kg/m³	
30	TRH (θ)	100		días	
31	Relación DQO ₅ /N _T	6			
32	EFICIENCIAS DE ELIMINACIÓN DESEADAS Introducir las en la pestaña NDN				

Figura 46. Espacio de la Hoja “Combinación X” para introducir los valores de diseño de la combinación.

Otra zona muestra los resultados de las salidas (ver Figura 47). Esta zona está comprendida entre las columnas “G” y “sucesivas” (tantas como sean necesarias) y las filas “2” y “37”. Cada una de las columnas “Q1”, “Q2”, ..., “Qn”, están enlazadas con las siguientes Hojas de cálculo, y son el resultado de las operaciones algebraicas establecidas en el Libro “Diagrama básico”.

Esta zona también dispone de un espacio donde aparecen los resultados de emisión de CO₂ equivalente resultado de la combinación escogida. Las emisiones aparecen divididas en emisiones brutas de CO₂ y emisiones netas de CO₂, según si se ha considerado o no el aprovechamiento energético calorífico del metano producido por la digestión anaerobia. Las unidades en las que se da este resultado son kg CO₂ equivalente·d⁻¹, y kg CO₂·t⁻¹ residuo entrante.

Además, en esta zona aparecerá un mensaje que avisará de si es necesario añadir, o no, alcalinidad para llevar a cabo el proceso de la NDN, para que ello no provoque posibles inhibiciones por bajada de pH. No informa de las concentraciones que hay que añadir de alcalinidad, sino únicamente de si faltará o no.

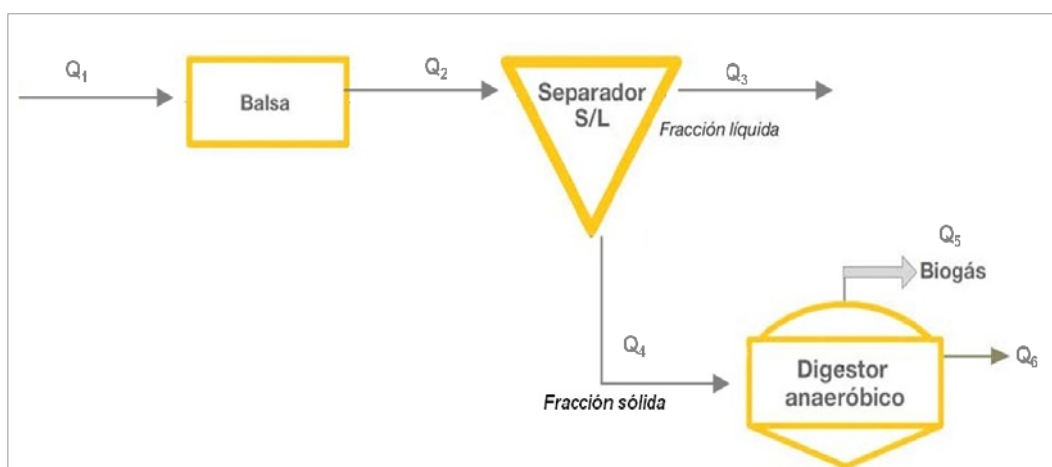


Figura 48. Esquema de la “Combinación 1”.

Ésta es una composición sencilla, sin recirculaciones, y su objetivo es analizar cuál es la técnica de separación SL más eficiente, también saber como varían las concentraciones de salida cuando se modifican las condiciones de una balsa de almacenamiento, y establecer, también, qué ocurre cuando se varían las condiciones de trabajo de un digestor anaerobio. Este Libro contiene 13 Hojas MS Excel (ver Tabla 36).

Tabla 36. Presentación de las Hojas de la Combinación 1.

Número Hoja	Nombre Hoja	Contenido
1	Entradas	Vectores de entrada de cada uno de los componentes analizados.
2	COMBINACIÓN 1 (TP)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde TP = tornillo prensa.
3	COMBINACIÓN 1 (CEN)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde CEN = centrífuga.
4	COMBINACIÓN 1 (PAM)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde PAM = coagulador de poliacrilamida.
5	Balsa (TP)	Cálculos para los balances de masa y energía en una balsa de almacenamiento.
6	Balsa (CEN)	
7	Balsa (PAM)	
8	SL TP	Cálculos para los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido.
9	SL CEN	
10	SL DAF-PAM	
11	Dig ANA (PAM)	Cálculos para los balances de masa y energía en un fermentador anaeróbico.
12	Dig ANA (PAM)	
13	Dig ANA (PAM)	

4.5.2. COMBINACIÓN 2

La “Combinación 2” analiza la conjunción de los procesos que pueden verse en la Figura 49.

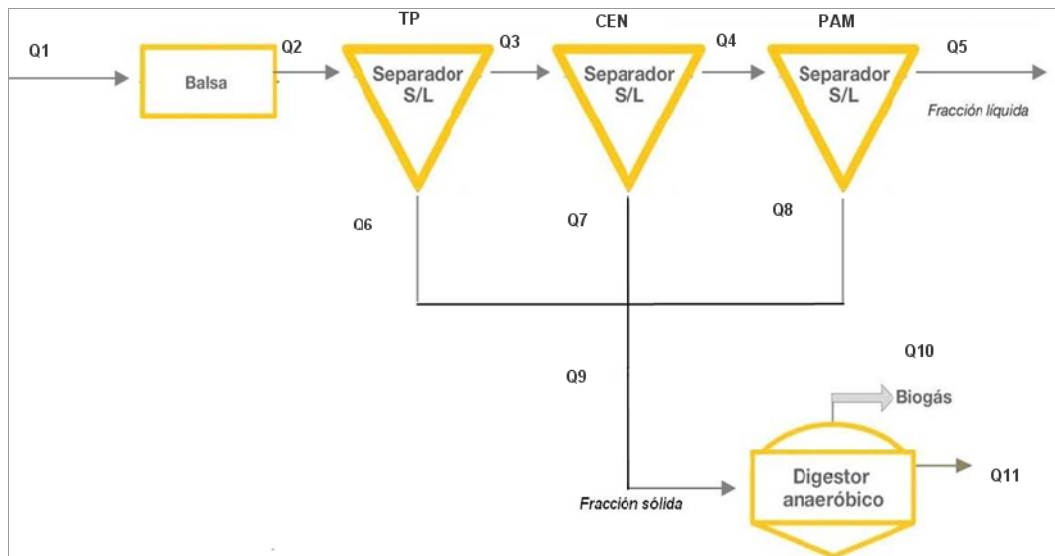


Figura 49. Esquema de la “Combinación 2”.

Esta composición es igual que la primera, también sencilla, y su objetivo ha sido averiguar cómo aumenta el rendimiento de separación si se disponen los tres separadores SL en serie. Este Libro contiene 7 Hojas MS Excel (ver Tabla 37).

Tabla 37. Presentación de las Hojas de la Combinación 2.

Número Hoja	Nombre Hoja	Contenido
1	Entradas	Vectores de entrada de cada uno de los componentes analizados.
2	COMBINACIÓN 2	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación.
3	Balsa	Cálculos para los balances de masa y energía en una balsa de almacenamiento.
4	SL TP	Cálculos para los balances de masa y energía de un separador sólido-líquido de tornillo prensa.
5	SL CEN	Cálculos para los balances de masa y energía de un separador sólido-líquido de centrífuga.
6	SL DAF-PAM	Cálculos para los balances de masa y energía de un separador sólido-líquido con adición de poliacrilamidas.
7	Dig ANA	Cálculos para los balances de masa y energía en un fermentador anaeróbico.

4.5.3. COMBINACIÓN 3

La “Combinación 3” analiza la combinación de los procesos que pueden verse en la Figura 50.

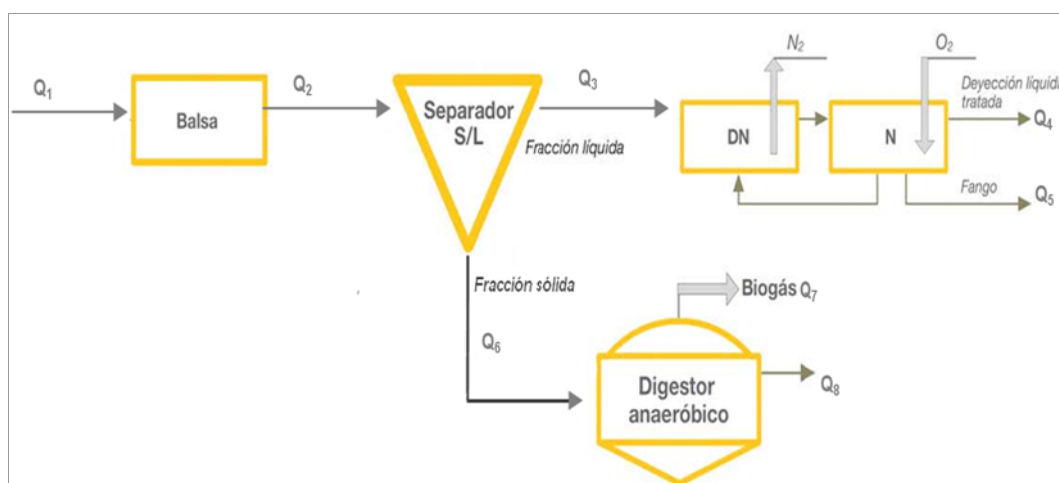


Figura 50. Esquema de la "Combinación 3".

Esta combinación introduce el proceso de nitrificación-desnitrificación. El objetivo de introducir este proceso es ver cómo disminuye el nitrógeno en la fracción líquida de salida, y ver las diferencias de composición entre el fango generado en la NDN y en la separación SL. En esta composición se han probado también las eficiencias de las salidas con la utilización de los tres separadores SL por separado, para ver cómo afecta cada uno de los separadores a la NDN. Este Libro contiene 16 Hojas MS Excel (ver Tabla 38).

Tabla 38. Presentación de las Hojas de la Combinación 3.

Número Hoja	Nombre Hoja	Contenido
1	Entradas	Vectores de entrada de cada uno de los componentes analizados.
2	COMBINACIÓN 3 (TP)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde TP = tornillo prensa.
3	COMBINACIÓN 3 (CEN)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde CEN = centrífuga.
4	COMBINACIÓN 3 (PAM)	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación, donde PAM = coagulador de poliacrilamida.
5	Balsa (TP)	Cálculos para los balances de masa y energía en una balsa de almacenamiento.
6	Balsa (CEN)	
7	Balsa (PAM)	
8	SL TP	Cálculos para los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido.
9	SL CEN	
10	SL DAF-PAM	
11	Dig ANA (PAM)	Cálculos para los balances de masa y energía en un fermentador anaeróbico.
12	Dig ANA (PAM)	
13	Dig ANA (PAM)	
14	NDN (TP)	Cálculos para los balances de masa y energía en un reactor de nitrificación-desnitrificación.
15	NDN (CEN)	
16	NDN (PAM)	

A diferencia de la combinaciones, en ésta, el usuario debe introducir valores de diseño en la pestaña NDN. Estos datos son las eficiencias de eliminación deseadas de los siguientes parámetros: ST, SV, DOBT, DBOB, NT, NOrg, N-NH4 y DBOB/DQOT. Queda indicada en la Hoja "Entradas" que el usuario debe ir a la

Hoja NDN a realizar estos cambios. En todas las combinaciones donde se encuentre un tratamiento NDN el procedimiento de introducción de datos para las eficiencias de eliminación deseadas será el mismo.

4.5.4. COMBINACIÓN 4

La “Combinación 4” analiza la composición de los tratamientos que pueden verse en la Figura 51.

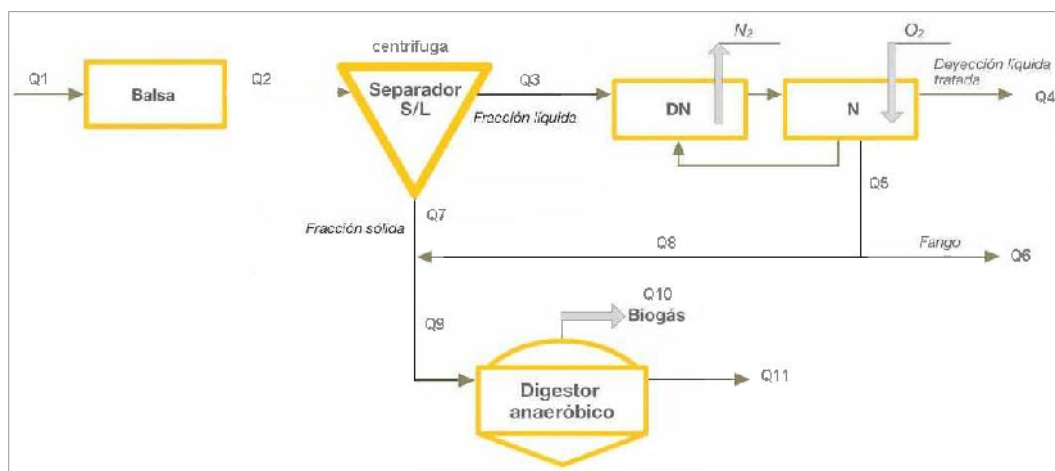


Figura 51. Esquema de la “Combinación 4”.

Este Libro contiene 6 Hojas MS Excel, y su objetivo es averiguar cómo afecta la recirculación de los fangos producto de la NDN a la entrada de sólidos a la digestión anaerobia (ver Tabla 39). En este caso se ha optado por recurrir a una centrífuga como separador SL.

Tabla 39. Presentación de las Hojas de la Combinación 4.

Número Hoja	Nombre Hoja	Contenido
1	Entradas	Vectores de entrada de cada uno de los componentes analizados.
2	COMBINACIÓN 4	<ul style="list-style-type: none"> - Zona para introducir los valores de diseño. - Zona con la cuadrícula con los valores de salida de cada uno de los parámetros y vectores. - Esquema de la combinación. El separador SL es una centrífuga.
3	Balsa	Cálculos para los balances de masa y energía en una balsa de almacenamiento.
4	SL	Cálculos para los balances de masa y energía en un separador sólido-líquido.
5	Dig ANA	Cálculos para los balances de masa y energía en un fermentador anaeróbico.
6	NDN	Cálculos para los balances de masa y energía en un reactor de nitrificación-desnitrificación.

4.5.5. COMBINACIÓN 5

La “Combinación 5” analiza la conjunción de los procesos que pueden verse en la Figura 52.

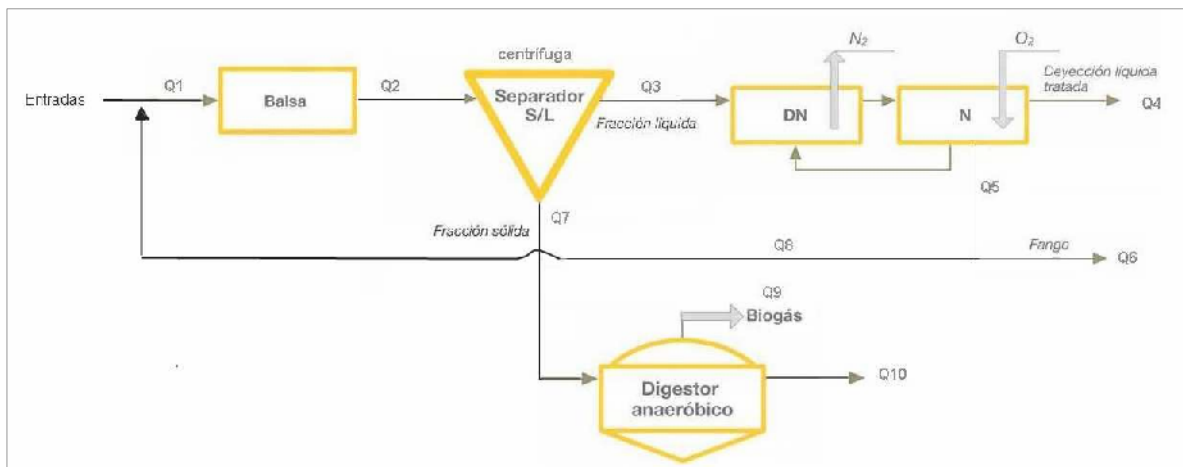


Figura 52. Esquema de la "Combinación 5".

El objetivo de este Libro es averiguar cómo afecta la recirculación de los fangos producto de la NDN a la entrada de la balsa. También se ha optado por recurrir a una centrífuga como separador SL. Este Libro contiene 6 Hojas MS Excel, que son las mismas que las de la Tabla 39.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En base a los 4 tratamientos analizados en profundidad y las 5 combinaciones consideradas, a continuación se analizan los resultados obtenidos. Para poder hacer comparativas las cinco combinaciones estudiadas se han examinado bajo las mismas condiciones. Las condiciones de análisis han sido las que pueden verse en la Tabla 40.

Tabla 40. Condiciones de diseño para la comparación de las combinaciones.

Temperatura ambiente	20	°C
BALSA		
Sistema de almacenamiento:	Líquido/fango sin costra	
Volumen balsa	500	m ³
Días de almacenamiento	50	d
Consumo energía pala agitación de la balsa	5	Wh/m ³ ·día
SEPARADOR SÓLIDO-LÍQUIDO		
Densidad aparente fracción líquida salida	1000	kg/m ³
Densidad aparente fracción sólida salida	1050	kg/m ³
RESULTADOS ENSAYOS DE BIODEGRADABILIDAD		
Go (tiempo infinito)	0.45	(m ³ CH ₄ /kg SV _{in})
% DQO biodegradable entrada	56.7%	
% SV _{bio} en SV _{total} entrada	56.7%	
REACTOR ANAEROBIO		
TEMPERATURA trabajo reactor	35	°C
TRH (θ)	30	días
Consumo E pala agitación del reactor	8	Wh/m ³ ·día

5.1. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 1.

El objetivo de esta composición ha sido analizar cuál de las tres técnicas de separación SL es la más eficiente, en función de los datos obtenidos en la bibliografía, y analizar cómo afectan estas eficiencias de separación a la digestión anaerobia. Otro objetivo ha sido establecer cómo afecta el tipo de separador SL escogido a las salidas de una balsa de almacenamiento y de un digestor anaerobio.

Los resultados obtenidos, para residuos porcinos, son los que se muestran en la Tabla 41. También se han analizado los residuos vacunos, que aunque difieren ligeramente de los porcinos, son comparables para el análisis de los tres separadores. No se muestran los resultados del tratamiento de la gallinaza porque no se ha encontrado suficientes reseñas bibliográficas.

Tabla 41. Comparación de las salidas en función del sistema SL escogido para deyecciones porcinas.

(Nota: Q3=FS, Q4=FL, Q5=biogás, Q6=FS del digestor anaerobio).

TORNILLO PRENSA					CENTRÍFUGA				DAF-PAM			
	Q3	Q4	Q5	Q6	Q3	Q4	Q5	Q6	Q3	Q4	Q5	Q6
Q _m (t/d)	66.02	2.47	0.00	2.46	63.08	5.41	0.01	5.40	63.08	5.41	0.01	5.41
Q _v (m ³ /d)	66.02	2.35	2.56	2.46	63.08	5.10	6.05	5.40	63.08	5.15	4.63	5.41
Densidad (kg/m ³)	1000	1050	1.17	1000	1000	1060	1.17	1000	1000	1050	1.17	1000
ST (kg/t)	61.51	3.55	0.00	5.06	64.19	3.83	0.00	5.46	67.44	0.62	0.00	0.00
SST (kg/t)	26.94	0.69	0.00	0.98	28.20	0.31	0.00	0.45	53.87	1.45	0.00	0.00
SV (kg/t)	23.96	1.38	0.00	0.66	25.00	1.49	0.00	0.72	45.86	1.14	0.00	0.55
SSV (kg/t)	20.70	0.53	0.00	0.25	21.67	0.24	0.00	0.12	43.97	3.59	0.00	1.72
DQO (kg/t)	41.33	2.38	0.00	2.38	43.19	1.88	0.00	1.88	78.64	7.46	0.00	7.45
DQO (kg/t)	24.80	1.43	0.00	1.35	25.92	1.13	0.00	1.07	51.42	1.29	0.00	4.23
DBO ₅ (kg/t)	12.40	0.72	0.00	0.68	12.96	0.56	0.00	0.53	25.71	0.65	0.00	2.12
COT (kg/t)	3.92	0.23	0.67	0.23	4.10	0.18	1.58	0.18	7.51	0.19	1.21	0.19
N orgánico (kg/t)	0.52	0.03	0.00	0.01	0.54	0.03	0.00	0.02	1.67	0.04	0.00	0.02
N amoniacal (kg/t)	5.79	0.06	0.00	0.07	6.06	0.06	0.00	0.07	4.90	0.31	0.00	0.33
N nitratos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N nitritos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N total (kg/t)	6.30	0.10	0.00	0.09	6.59	0.16	0.00	0.09	6.60	0.00	0.00	0.35
P total (kg/t)	1.43	0.04	0.00	0.04	1.49	0.11	0.00	0.11	1.49	0.12	0.00	0.12
[HCO ₃ ⁻] (eq/m ³)	0.42	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.44	0.04	0.00	0.04
K total (kg/t)	4.54	0.04	0.00	0.04	4.75	0.04	0.00	0.04	4.75	0.04	0.00	0.04
Cu (kg/t)	41.48	0.40	0.00	0.40	43.40	0.40	0.00	0.40	43.43	0.07	0.00	0.07
Zn (kg/t)	68.44	0.66	0.00	0.66	71.60	0.66	0.00	0.66	71.29	4.27	0.00	4.28
Ni (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pc (m ³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	0.00	0.41	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00	0.00	0.00	0.41	0.00
E. consum. (kWh/d)	1.06	0.04	0.00	46.36	4.88	0.42	0.00	89.15	0.46	0.04	0.00	101.95
E. prod. (kWh/d)	0.00	0.00	14.66	0.00	0.00	0.00	34.70	0.00	0.00	0.00	26.56	0.00
pH	0.00	0.00	8.00	8.00	0.00	0.00	8.00	8.00	0.00	0.00	8.00	8.00
CE (dS/m)	44.90	3.66	0.00	3.77	46.82	3.66	0.00	3.78	38.53	5.48	0.00	5.64
CO ₂ Eq. (t/d)	0.73	0.03	0.02	0.03	3.37	0.29	0.05	0.06	0.00	0.00	0.04	0.07

Con los resultados obtenidos se llega a la conclusión de que la centrífuga es el separador SL que mayores rendimientos de separación posee. Este hecho concuerda con las reseñas bibliográficas encontradas. Al tener mayor rendimiento en la separación de los SV hacia la fracción sólida se obtiene, en consecuencia, mayor producción de energía calorífica en el digestor anaerobio.

Ninguna de las tres técnicas consigue separar el nitrógeno al 100% de la fracción sólida. En la actualidad, las concentraciones de nitrógeno en los residuos ganaderos es el nutriente que más preocupa a la legislación, y será necesario establecer a priori cuál será el uso que se le vaya a dar al líquido resultante para establecer si esta combinación por si sola será la ideal para cumplir con la legislación.

Por el contrario, es el separador que más consumo requiere, y es por eso que es también el que más emisión bruta de CO₂ genera, en unidades de kg CO₂·d⁻¹. Si se analizan las emisiones de CO₂ en unidades de kg CO₂·t⁻¹ residuo, no se observa diferencia ni ahorro entre las emisiones brutas y netas, puesto que el porcentaje de ahorro es mínimo respecto del total.

La poliacrilamida es un ayudante de la coagulación, por tanto ayuda a la separación de los SST y los SSV. A priori los resultados de materia sólida en la FS debería ser mayor en el separador PAM, pero es cierto que no se ha tenido en cuenta ayuda física. Así, es de suponer que una combinación centrífuga-PAM ofrecería mayores eficiencias de separación.

C) Balsa

Una vez establecida la centrífuga como separador SL por haber sido el separador que mejores eficiencias ofrece, se ha analizado cómo le afectan las diferentes condiciones de trabajo.

El aumento de los días de almacenamiento de las deyecciones en la balsa hace que se reduzca la concentración de la materia sólida, así como la DQO. Esto también afecta al rendimiento de la fermentación, disminuyendo la producción de energía, debido a que la materia orgánica que entra se ve disminuida. Por otro lado provoca un aumento de las emisiones de CO₂ equivalente, principalmente debido a la emisión a la atmósfera de metano producto de las condiciones anaerobias dentro de la balsa. El aumento de la temperatura ambiente también afecta a la emisión de CO₂ equivalente, que aumenta también por el mismo motivo.

D) DIGESTOR ANAEROBIO

El rendimiento del digestor, en la producción de energía calorífica, va a residir básicamente en la concentración de sólidos volátiles que le entre. Así, será importante realizar ensayos previos de biodegradabilidad de las deyecciones para conocer a priori cuáles serían los resultados de la digestión anaerobia.

Al digestor le afectan también el tiempo de retención hidráulica y la temperatura de trabajo del reactor, viéndose disminuido el rendimiento cuando éstas disminuyen.

5.2. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 2.

El objetivo de esta combinación ha sido averiguar cómo aumenta la eficiencia de separación si se disponen de los tres diferentes tipos de separadores estudiados en serie. Para las mismas condiciones que en el apartado

Tabla 42. Evaluación de las salidas con los tres separadores SL dispuestos en serie.
(Nota: Q5=FL, Q9=FS, Q10=biogás, Q11=FS del digestor anaerobio).

	Q5	Q9	Q10	Q11
Q _m (t/d)	56.00	12.49	0.02	12.47
Q _v (m ³ /d)	56.00	11.89	16.79	12.47
Densidad (kg/m ³)	1000	1050	1.17	1000
ST (kg/t)	71.98	3.10	0.00	3.55
SST (kg/t)	31.66	0.57	0.00	0.66
SV (kg/t)	27.91	1.79	0.00	0.86
SSV (kg/t)	24.18	1.09	0.00	0.52
DQO (kg/t)	48.44	1.75	0.00	1.75
DQO (kg/t)	29.06	1.05	0.00	0.99
DBO ₅ (kg/t)	14.53	0.53	0.00	0.50
COT (kg/t)	4.60	0.17	4.40	0.17
N orgánico (kg/t)	0.60	0.03	0.00	0.02
N amoniacal (kg/t)	6.76	0.25	0.00	0.27
N nitratos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00
N nitritos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00
N total (kg/t)	7.36	0.32	0.00	0.29
P total (kg/t)	1.66	0.11	0.00	0.11
[HCO ₃ ⁻] (eq/m ³)	0.50	0.00	0.00	0.00
K total (kg/t)	5.35	0.03	0.00	0.03
Cu (kg/t)	48.61	1.37	0.00	1.38
Zn (kg/t)	80.18	2.41	0.00	2.42
Ni (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00
Pc (m ³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	0.00	0.41	0.00
E. consum. (kWh/d)	0.00	161.06	0.00	205.86
E. prod. (kWh/d)	0.00	0.00	96.30	0.00
pH	7.50	7.50	8.00	8.00
CE (dS/m)	51.91	5.08	0.00	5.21
CO ₂ Eq. (t/d)	0.00	0.32	0.14	0.14

Esta combinación sirve para concentrar la fase líquida con aquellos elementos solubles en agua. Ayuda a mejorar la producción neta de energía, debido a que aumenta la concentración de SV que entra al digestor, aunque eso implica emitir a la atmósfera aproximadamente un 60% más de CO₂ equivalente, en las mismas condiciones de diseño que en el apartado anterior.

5.3. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 3.

El objetivo de esta combinación ha sido ver cómo disminuye el nitrógeno de la FL de la salida del separador, después de someterla a una NDN. Se ha vuelto a probar los tres tipos de separadores SL por individualmente para comprobar si existe alguna variación en la salida líquida del NDN.

Trabajando bajo las mismas condiciones que en los apartados anteriores se observa que, efectivamente, una NDN disminuye a cero las concentraciones de nitrógeno total en la fracción líquida de salida cuando

previamente ha habido un separador centrífuga. Utilizando previamente un tornillo prensa, o adicionando sólo PAM la eficacia de eliminación de la NDN no es del 100%.

El NDN es un proceso complejo en el que hay equilibrios fáciles de romper e inhibir. Hay que tener en cuenta la alcalinidad, necesaria para el proceso de nitrificación. En el caso de que la herramienta se detecte que falta alcalinidad aparecerá un mensaje de error: “¡FALTA ALCALINIDAD PARA NDN!”, si no faltase, aparecería el mensaje “ALDALINIDAD PARA NDN OK”.

5.4. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 4.

Con la combinación 4 se ha analizado cómo afecta la recirculación de fangos, resultado de la salida de la NDN, a la entrada del digestor anaerobio. Se ha escogido la centrífuga como separador SL, por ser el más eficiente. Para que los datos sean comparativos se han tomado las mismas condiciones de inicio que en los tres puntos anteriores (ver Tabla 43).

Tabla 43. Comparación de las salidas con recirculación de fangos del NDN hacia el digestor anaerobio.
(Nota: Q4=FL NDN, Q6=FS NDN, Q9=entrada fangos al digestor, Q10=biogás, Q11=FS del digestor anaerobio).

	Q4	Q6	Q9	Q10	Q11
Q _m (t/d)	62.85	0.09	5.55	0.01	5.54
Q _v (m ³ /d)	61.02	0.09	5.29	11.41	5.54
Densidad (kg/m ³)	1030	1000	1049	1.17	1000
ST (kg/t)	12.27	169.38	9.93	0.00	15.56
SST (kg/t)	2.95	40.69	1.69	0.00	2.64
SV (kg/t)	2.73	55.47	2.88	0.00	1.45
SSV (kg/t)	2.21	30.52	1.26	0.00	0.63
DQO (kg/t)	1.18	30.23	2.14	0.01	2.13
DQO (kg/t)	0.00	18.14	1.28	0.01	1.21
DBO ₅ (kg/t)	0.00	18.14	0.98	0.01	0.93
COT (kg/t)	0.11	2.87	0.20	2.99	0.20
N orgánico (kg/t)	0.00	2.64	0.11	0.00	0.06
N amoniacal (kg/t)	0.13	0.32	0.07	0.00	0.12
N nitratos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N nitritos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N total (kg/t)	0.13	2.96	0.26	0.00	0.18
P total (kg/t)	1.48	0.01	0.11	0.00	0.11
[HCO ₃ ⁻] (eq/m ³)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
K total (kg/t)	4.73	0.00	0.04	0.00	0.04
Cu (kg/t)	43.24	0.00	0.39	0.00	0.39
Zn (kg/t)	71.34	0.00	0.64	0.00	0.65
Ni (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
P _c (m ³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	0.00	0.00	0.39	0.00
E. consum. (kWh/d)	63.42	0.58	353.94	0.00	90.66
E. prod. (kWh/d)	0.00	0.00	0.00	65.45	0.00
pH	8.00	20.00	0.75	8.00	8.00
CE (dS/m)	4.21	10.46	3.99	0.00	4.15
CO ₂ Eq. (t/d)	0.04	0.00	0.28	0.09	0.06

Nótese que Q6 tiene una alta concentración de ST. Para este ejemplo se ha considerado un coeficiente de recirculación de fangos de 0,6. Si se disminuye la recirculación de fangos que entran al digestor disminuye la energía producida por el biogás y disminuye también la materia orgánica de la salida sólida del digestor, y viceversa. Valores negativos en la columna Q6 son indicativos de que se está intentando recircular más fangos de los que realmente entran. La relación de recirculación no puede ser mayor que 1.

5.5. EVALUACIÓN DE LA COMBINACIÓN 5.

Con la combinación 5 se ha analizado cómo afecta la recirculación de fangos, resultado de la salida de la NDN, a la entrada de la balsa. Se ha escogido la centrífuga como separador SL. Para que los datos sean comparativos se han tomado las mismas condiciones de inicio que en los cuatro puntos anteriores (ver Tabla 44).

Tabla 44. Comparación de las salidas con recirculación de fangos del NDN hacia la balsa de almacenamiento.

(Nota: Q1=entrada balsa con recirculación, Q4=FL NDN, Q6=FS NDN, Q7=entrada fangos al digestor, Q9=biogás, Q10=FS del digestor anaerobio).

	Q4	Q6	Q7	Q9	Q10
Q _m (t/d)	57.52	0.01	5.41	0.01	10.95
Q _v (m ³ /d)	57.52	0.01	5.15	7.17	10.95
Densidad (kg/m ³)	1000	1000	1050	1.17	1000
ST (kg/t)	14.06	30.85	3.66	0.00	3.16
SST (kg/t)	6.18	13.56	0.16	0.00	0.22
SV (kg/t)	5.48	14.36	0.82	0.00	0.41
SSV (kg/t)	4.95	10.85	0.12	0.00	0.06
DQO (kg/t)	2.36	4.84	1.03	0.00	1.47
DQO (kg/t)	0.00	2.90	0.62	0.00	0.84
DBO ₅ (kg/t)	0.00	2.90	0.31	0.00	0.42
COT (kg/t)	0.22	0.46	0.10	1.88	0.14
N orgánico (kg/t)	0.01	0.42	0.01	0.00	0.01
N amoniacal (kg/t)	0.13	0.05	0.06	0.00	0.07
N nitratos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N nitritos (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
N total (kg/t)	0.14	0.48	0.16	0.00	0.07
P total (kg/t)	1.63	0.00	0.11	0.00	0.07
[HCO ₃ ⁻] (eq/m ³)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
K total (kg/t)	5.20	0.00	0.04	0.00	0.04
Cu (kg/t)	47.50	0.00	0.40	0.00	0.40
Zn (kg/t)	78.38	0.00	0.66	0.00	0.66
Ni (kg/t)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pc (m ³ CH ₄ /kg SV _{in})	0.00	0.00	0.00	0.42	0.00
E. consum. (kWh/d)	59.94	0.01	363.00	0.00	206.32
E. prod. (kWh/d)	0.00	0.00	0.00	41.14	0.00
pH	8.00	8.00	0.00	8.00	8.00
CE (dS/m)	4.21	1.69	3.68	0.00	3.73
CO ₂ Eq. (t/d)	0.04	0.00	0.29	0.06	0.14

Recircular los fangos de la FS de la NDN a la balsa, en vez de al digestor anaerobio, se ha visto que hace disminuir la salida de materia orgánica de la SF del digestor anaerobio, debido a que la concentración de ST que entra al digestor es menor. Esta recirculación que la salida de nitrógeno total en la FL de la NDN sea algo mayor que en la recirculación de fangos hacia la entrada del digestor.

Valores negativos en la columna Q6 son indicativos de que se está intentando recircular más fangos de los que realmente entran. La relación de recirculación no puede ser mayor que 1.

5.6. COMPARATIVA DE LAS COMBINACIONES.

Para poder realizar un análisis comparativo de los parámetros básicos de las cinco combinaciones conjuntamente, se ha realizado la Tabla 45.

Con respecto a la primera combinación, sólo hay que destacar que la centrífuga es el separador SL que más emisiones netas de CO₂ genera, debido principalmente a que es la que más consumo energético tiene. Al ser también la que más eficiente en la separación de los SV es la que produce más energía.

De ella se puede extraer que, de todas las combinaciones estudiadas, la mejor opción para el aprovechamiento energético de los residuos es la Combinación 2, ya que concentra todos los sólidos volátiles. En las condiciones establecidas para este estudio hay un balance energético negativo, aunque como es de esperar, si aumenta la concentración de los SV de entrada aumenta también la energía producida, y llega una concentración a partir de la cual el balance energético es positivo. No obstante, se observa que, como decía Kunz (2009), cuanto antes se tratan los residuos mejor, y en este caso, cuanto menos tiempo pasan los residuos almacenados, menos emisiones de CO₂ se tienen. Por ejemplo, reduciendo los días de almacenamiento de 50 a 10 se mitigan las emisiones netas de CO₂ de 123 a 72 kg CO₂·t⁻¹.

Recircular fangos, o bien hacia la balsa, o bien hacia el digestor, provoca un aumento en la producción de energía, aunque no aumenta la eficiencia de eliminación del N_T de la fracción líquida de salida del NDN. Esto significa que la recirculación de fangos se encaminará, a parte de para mantener la biomasa activa, al aumento de la productividad energética.

Tabla 45. Comparativa de las cinco combinaciones.

OPERACIÓN	PARÁMETRO/ FRACCIÓN	SEPARADOR	COMB. 1	COMB. 2	COMB. 3	COMB. 4*	COMB. 5*
SEPARADOR SL (kg/t)	SV FL	TP	23.96	27.91	25.00	25.00	27.39
		CEN	25.00				
		PAM	45.86				
	DQO _T FL	TP	41.33	78.51	43.19	43.19	47.24
		CEN	43.19				
		PAM	78.65				
	N _T FL	TP	6.30	7.36	6.59	6.59	7.21
		CEN	6.59				
		PAM	6.60				
	SV FS/entrada digestor	TP	1.38	1.79	1.49	1.56	0.82
		CEN	1.49				
		PAM	1.14				
	DQO _T FS/entrada digestor	TP	2.38	1.75	1.88	1.90	1.03
		CEN	1.88				
		PAM	7.46				
	N _T FS/entrada digestor	TP	0.10	0.32	0.16	0.16	0.16
		CEN	0.16				
		PAM	0.35				
E. PRODUCIDA (kWh/d)		TP	14.66	96.30	33.99	34.95	41.14
		CEN	34.70				
		PAM	26.56				
EMISIONES NETAS CO ₂ (kg CO ₂ /t)		TP	24	195	123	133	127
		CEN	123				
		PAM	75				
NDN (kg/t)	SV FL	TP	--	--	5.00	5.00	5.48
		CEN					
		PAM					
	DQO _T FL	TP			2.16	2.16	2.36
		CEN					
		PAM					
	N _T FL	TP			0.13	0.13	0.14
		CEN					
		PAM					
	SV FS	TP			33.52	33.52	14.36
		CEN					
		PAM					
	DQO _T FS	TP			12.09	12.09	4.84
		CEN					
		PAM					
	N _T FS	TP			1.18	1.18	0.48
		CEN					
		PAM					

(*) Nota: la FS del separador SL en las combinaciones 4 y 5 incluyen las recirculaciones de fangos.

6. CONCLUSIONES.

Las características de los purines y el estiércol dependen de muchos factores: de la alimentación de los animales, del estado fisiológico, de los tipos de abrevaderos, de la práctica de la limpieza, y hasta con una misma alimentación, dependerán de la edad de los animales, o de la época del año (si beben más agua o menos). Por eso se recomienda al usuario de esta herramienta que sea meticuloso a la hora de introducir los valores de las concentraciones de los parámetros de sus diferentes sustratos, para que los resultados se ajusten al máximo a la realidad. Para esta “demo” se han escogido valores medios publicados y sus resultados no tienen por qué coincidir con sistemas reales.

Tecnológicamente se podría aplicar cualquier tratamiento a las deyecciones ganaderas, pero sin olvidar que siempre hay un asociado un coste, que no se ha valorado en este estudio. Para una granja pequeña seguramente no será rentable aplicar combinaciones complejas para el tratamiento de sus deyecciones, pero, muchas veces, una asociación de granjas, para el tratamiento conjunto de sus purines o estiércol, será la solución económica más factible. En cualquier caso, el tratamiento apropiado, dependerá del uso que se le quiera dar al residuo final, o a los subproductos intermedios. Y como ya se dijo, el mejor tratamiento es la reducción en origen. En cualquier caso, el balance de nutrientes será el que marque si es necesario un tratamiento de eliminación de nutrientes o reducción de volumen.

La legislación es muy exigente, básicamente con los niveles de nitrógeno. Pero según las concentraciones iniciales de nitrógeno de las que se parta, y si es que sólo se desea cumplir con la legislación, y no ser más exigentes, no siempre será necesario introducir un proceso NDN al sistema. Unos días de almacenamiento en balsa y una posterior separación SL a veces serán suficientes para mejorar y disminuir el nitrógeno de la FS de salida.

De los tres procesos de separación sólido-líquido estudiados, la centrífuga ha sido la que mejor eficiencia de separación ha dado, a su vez, también ha sido la que más requerimientos energéticos tiene. No obstante, la asociación de tornillo-prensa, más centrífuga, más adición de PAM es la solución ideal si sólo se requiere separar componentes entre la FS y la FL, porque da mejores resultados que cualquiera de ellas por separado.

En este trabajo se ha analizado también la emisión de gases de efecto invernadero de cada uno de los procesos. Disminuir a cero las emisiones de CH_4 o N_2O no es posible, porque los propios procesos naturales de descomposición de la materia orgánica ya los producen. Es decir, que en este trabajo no se ha valorado cómo disminuir los gases de efecto invernadero de los procesos, porque no es posible, pero sí averiguar el nivel de CO_2 equivalente que se emite en cada uno de ellos. El consumo energético de las máquinas eléctricas, por ejemplo una centrífuga, se ha asociado a la emisión de CO_2 equivalente, mediante conversiones publicadas. En ninguna de las combinaciones realizadas el ahorro de CO_2 equivalente, considerando el aprovechamiento energético del biogás, ha pasado de 2 kg CO_2 equivalente por tonelada de residuo tratado. Es una cantidad relativamente pequeña, así que no se considera que sea factible introducir un digestor anaerobio en cualquier combinación de tratamiento de residuos si no es que se espera una gran producción de energía, porque en ninguna de las combinaciones estudiadas ha habido un balance energético positivo en el proceso de digestión anaerobia. La herramienta indica que sí lo habría en el caso de que la entrada tuviera una gran concentración en SV. Eso implica que implantar un digestor anaerobio en una planta de tratamiento con el único fin de obtener un balance energético positivo no tiene sentido si es que la planta no es de muy grandes dimensiones y trata un volumen muy elevado de purines con alta carga volátil.

7. RECOMENDACIONES.

Los procesos estudiados han sido: balsa de almacenamiento, separadores sólido-líquido (tornillo prensa, centrífuga y DAF-PAM), nitrificación-desnitrificación y digestión anaerobia. Como objetivo básico, se ha planteado la creación de una estructura que sea la base de nuevos trabajos de mejora y afinamiento, y que permita futuras ampliaciones con otros procesos. En algunos procesos se han tomado hipótesis simplificadoras, las cuales podrían merecer por ellas mismas todo un TFM, como es el caso de la nitrificación-desnitrificación. Así, ha quedado pendiente para nuevos estudios ahondar en el resto de procesos unitarios, como el compostaje, la digestión aerobia, la evaporación y secado, el stripping y absorción, la filtración por membrana, la osmosis inversa y la ozonización. También sería interesante pasar a valorar los costes asociados a cada uno de los tratamientos.

Para los cuatro procesos unitarios estudiados a fondo, la valoración de la conductividad eléctrica no tiene ningún interés, no afecta a ninguno de los procesos, y en realidad no es necesario su análisis. Se deja el estudio en profundidad para el momento en que alguien se adentre en el tratamiento de la osmosis inversa, donde es importante conocer el contenido en sales, o en la concentración de sales por evaporación de agua. Lo mismo ha ocurrido con el carbono orgánico total, el cual es muy importante para el proceso de compostaje.

Haría falta también analizar en profundidad qué ocurre con la gallinaza, o con deyecciones ganaderas de otros animales, como búfalo, caprino o bovino, de los que no se han encontrado suficientes datos bibliográficos para su estudio.

Otra recomendación propuesta es estudiar el comportamiento de una balsa en condiciones aerobias.

Ofrecer los resultados en unidades de toneladas de CO₂ equivalente por día no permite hacerse a la idea de las variaciones del CO₂ en cada proceso, además, se ha visto que se obtienen valores que en muchos casos se encuentran por debajo de 1 tonelada de CO₂ y día. Para modificaciones futuras sería interesante corregir estas unidades por otras, como por ejemplo tonelada de CO₂ por kg de caudal tratado.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

Abaigar, A., Cordovín, L. Aguilar, M. (2010). Gestión de estiércol de gallinas ponedoras. Jornadas profesionales de avicultura 2010. ITG Ganadero. Pamplona. Fecha de consulta: 27/06/2010. Disponible en web:

<http://www.itgganadero.com/itg/portal/documentos2.asp?id=210&d=1>

Alonso, F., Vázquez, J., Ovejero, I, Garcimartín, M.A., Mateos, A., Sánchez, E. (2010). *Belt separation system under slat in fattening pig housing : effect of belt type and extraction frequency*. Bioresource Technology, 101, pp 6230-6234.

ARC, 2011. Agència de Residus de Catalunya, Generalitat de Catalunya. Fecha de consulta: 23/05/2011. Disponible en web:

http://www20.gencat.cat/portal/site/arc/menuitem.d79bdb4ba0c86afd624a1d25b0c0e1a0/?vgnnextoid=f047d15a953b6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=f047d15a953b6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default&newLang=es_ES#Bloc4bc0998f0ddb6210VgnVCM1000008d0c1e0a

Babot, D., Abella, S. (2008). *El sector ganadero : competitividad y medio ambiente*. Conferencia invitada del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas.

Babot, D., Abella, S., Soldevila, E. García, LM. Plà (2010). *Cambios en la producción porcina en Europa*. Sitio Argentino de producción animal. Fecha de consulta: 16/06/2011. Disponible en web:

http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_porcina/00-X_congreso/15-cambios.pdf

Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, R.I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H. and Vavilin, V.A. (2002). *Anaerobic Digestion Model No.1*. STR No. 13, IWA Publishing, London, UK.

Bonmatí, A. (2001). *Usos de l'Energia Tèrmica per a la Millora del Procés de Digestió anaeròbia de Purins de Porc i per a la Recuperació de Productes d'Interès*. Tesis Doctoral. Universitat de Lleida.

Bonmatí, A., Flotats, S. (2003a). *Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic process*. Journal of the air and waste management association, 53(1), pp 21-31.

Bonmatí, A., Flotats, S. (2003b). *Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post- treatment of mesophilic anaerobic digestion*. Waste management, 23(3), pp 261-272.

Bonmatí, A., Magrí, A. (2007). *Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión*. Revista Residuos Ganaderos, 97, Mayo-Junio.

Cambra, M., Moset, V., Estellés, F., Fernández, N. Cristóbal, Á., Rodríguez, A. Torres, A. (2008). *Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los estiércoles y purines en rumiantes en condiciones españolas*. In Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas , pp 69-76.

Campos, E. (2001). *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Tesis Doctoral. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida.

Campos, E., Flotats, X. (2003). *Dynamic simulation of pH in anaerobic processes*. Applied Biochemistry and Biotechnology. 109, pp 63-76.

Campos, E., Flotats, X., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F., 2004. *Guia dels tractaments de les dejeccions ramaderes*. Noviembre 2004. Agència de Residus de Catalunya; Fecha de consulta: 08/07/2010. Disponible en web:

http://www.arc-cat.net/ca/altres/purins/guia/pdf/guia_dejeccions.pdf.

Campos, E., Almirall, M., Mtnes-Almela, J., Palatsi, J., Flotats, X. (2008). *Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrilamide*. Bioresource technology, 99, pp 387-395.

Chen, Y.Y., Hashimoto, A.G. (1978). *Kinetics of methane fermentation*. Biotechnol. Bioengr. Symp. 8, pp 269-82.

Chen, Y.R. (1983a). *Kinetic analysis of anaerobic digestion of pig manure and its design implications*. Agricultural wastes, 8, pp 65-81.

Chen, Y.R. (1983b). *Thermal properties of beef cattle manure*. Agricultural Wastes. 6, pp 13-29.

Choi, E., Eum, Y. (2002). *Strategy for nitrogen removal from piggery waste*. Water Science and Technology, 46 (6-7), pp 347-354.

DARP (1995). Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. *Manual de gestió dels purins i de la seva reutilització agrícola*. Barcelona.

DARP (2011). Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. *Sistemes d'emmagatzemantge de les dejeccions ramaderes*. Fecha de consulta: 08/05/2011. Disponible en web:

<http://www20.gencat.cat/portal/site/DAR/menuitem.5fbcc9934b5f463053b88e10b031e1a0/?vgnextoid=c9dc5eee8da34110VgnVCM1000000b0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=c9dc5eee8da34110VgnVCM100000b0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

DARP (2005). Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura Ramaderia i Pesca. *Dossier bones pràctiques agràries (I)*. Fecha de consulta: 18/04/2011. Disponible en web:

http://www.ruralcat.net/web/guest/gecnews.module.ruralcat/-/journal_content/56_INSTANCE_8hUE/10136/100667

DARP (2006). Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura Ramaderia i Pesca. *Dossier bones pràctiques agràries (II)*. Fecha de consulta: 18/04/2011. Disponible en web:

http://www.ruralcat.net/web/guest/gecnews.module.ruralcat/-/journal_content/56_INSTANCE_8hUE/10136/100731

EPA (2011). *Greenhouse Gas Equivalencies Calculator*. Fecha de consulta 27/06/2011. Disponible en web:

<http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-resources/calculator.html#results>.

Fannin, K.F. (1987). *Start-up, operation, stability and control*. In: Anaerobic digestion of biomass. Ed. D.P. Chynoweth and R. Isaacson, Elsevier Applied Science, pp 171-196.

Fernandez, Y., Castrillón, L., Marañón, E., Fernández, L., Álvarez, M. (2008). Purines de vacuno: emisiones de contaminantes, composición y estudio de posibles correlaciones. *In Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas*, pp 33-40.

Flotats, X. (2000). *Perspectivas de futuros desarrollos e iniciativas en la gestión y tratamiento de purines de cerdo*. La gestión de los purines en Cataluña. Respuestas para un desarrollo sostenible. Asociación

Ingenieros Industriales de Cataluña, Barcelona, 26 y 27 de enero del 2000. Publicado en RETAMA, Revista Técnica de Medio Ambiente, marzo-abril 2000, pp 37-47.

Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J. i Bonmatí, A. (2001). *Tratamiento de residuos orgánicos y valorización agrícola*. En: *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J. i Teira, M.R. Edicions Universitat de Lleida. 17-36.

Flotats, X., Campos, E. Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). *Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión de residuos en la industria alimentaria*. Porcí; Monografías de actualidad, 65, pp 51-65.

Flotats, X., Campos, E. (2005). *Procesos biológicos: digestión anaerobia y compostaje*, Cap. 9. In *Elias X. Ed., Tratamiento y valorización energética de residuos*. Ed. Díaz de Santos, Barcelona. Pp 617-686.

Flotats, X., Sarquella, L. (2008). *Producció de biogàs per codigestió anaeròbia*. Col·lecció Quadern Pràctic, número 1. Institut Català d'Energia, Barcelona.

Flotats, X. (2009). *Fundamentos de los procesos de tratamiento y estabilización de residuos orgánicos*. In Máster universitario en gestión, tratamiento y valorización de residuos orgánicos. Impartido por la Universidad Miguel Hernández. Elche.

Flotats, X., Bonmatí, A., Fernández, B., Magrí, A. (2009). *Manure treatment Technologies: On-farm versus centralizad strategies. NE Spain as case study*. Bioresource technology, 100, pp 5519-5526.

Flotats, X., Magrí, A. (2011). *Manure treatment strategies: an overview*. 2nd International Symposium on agricultural and agroindustrial waste management – II SIGERIA. Foz do Iguaçu (Brasil), 15-17 Marzo 2011.

Fukuzaki, S., Nishio, N., Nagai, S. (1990). *The use of polyurethane foam for microbial retention in methanogenic fermentation of propionate*. Applied Microbiology and Biotechnology, 3, pp 408-413.

GESFER (2010); *Caracterització de les dejeccions ramaderes*; Fecha de consulta 16/04/2011. Disponible en web:

http://www.ruralcat.net/c/document_library/get_file?uuid=0e51bc66-d958-4ea7-96a3-31cc7a102429&groupId=10136

Hammer, M., Hammer Jr., M. (2001). *Water and Wastewater Technology*. Prentice Hall Publishers, Upper Saddle River, NJ .

Hashimoto, AG., Chen, Y.R., Varel, V.H. (1981). *Theorical aspects of methane production: State-of-the-art. Livestock waste: A renewable source*. Am. Soc. Of Agroc. Engr., St. Joseph, MI pp 86-91, 95.

Hashimoto, AG. (1983). *Termophilic and mesophilic anaerobic fermentation of swine manure*. Agricultural wastes 6 (3), pp 175-191.

Henze, M. (1995). *Wastewater treatment. Biological and Chemical processes*. Springer-Verlag. Berlin.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Van Loosdrecht, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report N°9. IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment.

Hill, D.T. (1982). *Design of digestion systems for maximum methane production*. Trans. Of ESAE, 25, 1, pp 226-230 & 263.

- Hill, D.T. (1983). *Simplified Monod kinetics of methane fermentation of animal wastes*. Agricultural Wastes 5, pp 1-6.
- Hoover, S, Porges, N., Jasewicz, L. (1952). *Biochemical Oxidation of Dairy Wastes: IV. Endogenous Respiration and Stability of Aerated Dairy Waste Sludge*. Sewage and Industrial Wastes. 24, 9, pp 1144-1149.
- IPCC (2006). *Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol*. In Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Autores: Hongmin Dong, et al.
- Iza, J. (1995). *Control del proceso anaerobio*. I Curs d'enginyeria ambiental. Universitat de Lleida. Lleida.
- Jørgensen, K., Stoumann, J. (2009). *Chemical and biochemical variation in animal manure solids separated using different commercial separation Technologies*. Bioresource Technology, 100, pp 3088-3096.
- Kunz, A., Steinmetz, R.L.R., Ramme, M.A., Coldebella, A. (2009). *Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening*. Biosource Technology. 100, pp 1815-1818.
- Magrí, A., Flotats, X. (2000). *Tratamiento biológico de la fracción líquida de purines de cerdo mediante un reactor discontinuo secuencial (SBR)*. Revista Residuos Nº 57/Noviembre-Diciembre.
- Magrí, A., Solé-Mauri, F., Illa, J., Flotats, X. (2006). *Estudio de procesos biológicos de tratamiento de residuos basado en la modelización*. Residuos 90, pp 24-32.
- Magrí, A. (2007). *Modelització del tractament biològic de la fracció líquida de purins orientat a l'eliminació de nitrogen*. Tesis Doctoral. UdL
- Metcalf & Eddy, Inc. (2002). *Wastewater engineering, treatment and reuse*. 4th edition. Ed. McGraw-Hill.
- Møller, H.B., Lund, I., Sommer, S.G. (2000). *Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost*. Bioresource Technology, 74, pp 223-229.
- Møller, H.B., Sommer, S.G. , Ahring, B.K. (2002). *Separations efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions*. Bioresource Technology, 85, pp 189-196.
- Moset, V., Cambra, M. Calvet, S., Cristóbal, A., Rodríguez, A. Torres, A. (2008). *Algoritmos de cálculo de las emisiones de metano y óxido nítrico de la gestión de los purines en explotaciones porcinas bajo condiciones españolas*. In Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas , pp 41-47.
- Ndegwa, P.M., Zhu, J., Luo, A. (2002). *Effects of solids separation and time on the production of odorous compounds in stored pig slurry*. Biosystems Engineering, 81 (1), pp 127-133.
- Parera, J i Pous, F. Domingo Olivé, C. Mallol Nabot, N. Canut Torrijos (2010). *Adaptación del uso de la conductividad eléctrica (CE) para determinar de forma rápida el contenido en nutrientes del purín porcino en Catalunya*. Fecha de consulta 13/05/2011. Disponible en web: <http://gidr.gesfer.cat/fertilitzacio/informacio-basica/ii-congreso-puri-porci-poster-parera.pdf>
- Pomar, C., Pomar, J., Babot, D. (2008). *Mejora de La eficiencia y reducción del nitrógeno y del fósforo residual mediante aplicación de la alimentación de precisión en producción porcina*, In Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas , pp 113-122.
- Rittmann, B., McCarty, P. (2005). *Environmental biotechnology: principles and applications*. Ed. McGraw-Hill.

Salcedo, G. (2008). Estimación de excretas en sistemas de producción de leche basados en el aprovechamiento de forrajes. *In* Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas , pp 103-112.

Sheffield, R., Barker, J., Rashash, D.(2009). *Solids Separation of Animal Manure*. NC State University. Fecha de consulta: 21/06/2011. Disponible en web:
<http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/manure/technologies/solids.pdf>

Sneath, R.W., Shawl, M., Williams, A. (1998). *Centrifugation for separating piggery slurry 1. The performance of a decanting centrifuge*. J. Agricul. Engineering Res., 39, pp 181-190.

Solé-Mauri, F. Illa, J., Magrí, A., Prenafeta-Boldú, F.X., Flotats, S. (2007). *An integrated biochemical and physical model for the composting process*. Bioresource Technology, 98(17), pp 3278-3293.

Teira, M.R. y Flotats, X. (2003). *A method for livestock waste Management planning in NE Spain*. Waste Management, 23, pp 917-923.

Teira, M.R. (2008). Informe per a la millora de la gestió dels purins porcíns a Catalunya. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible. Generalitat de Catalunya. Fecha de consulta: 16/06/2011. Disponible en web:
http://www20.gencat.cat/docs/DAR/OR_Organismes/OR02_GESFER/Documents/Fitxers_estatics/informe_CADS_cat.pdf

Tilche, A., Bortone, G., Malaspina, F., Piccinni, S., Stante, L. (2001) *Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: results and modelling*. Water Science & Technology, 43 (3), pp 363–371.

Torrallardona, D. (2008). *Medidas alimentarias para reducir el impacto ambiental de las deyecciones*. *In* Libro de actas del I Congreso español de gestión integral de deyecciones ganaderas , pp 91-101.

UNFCCC (2010). *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España e información adicional años 1990-2008*. Comunicación a la secretaría del Convenio Marco sobre Cambio Climático y Protocolo de Kioto. Submission 2010. Spain. Fecha de consulta: 25/06/2011. Disponible en web:
http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5270.php

Walker, P., Kelley, T. (2003). *Solids, organic load and nutrient concentration reductions in swine waste slurry using polyacrylamide (PAM)-aided solids flocculations treatment*. Bioresource Technology, 90, pp 151-158.

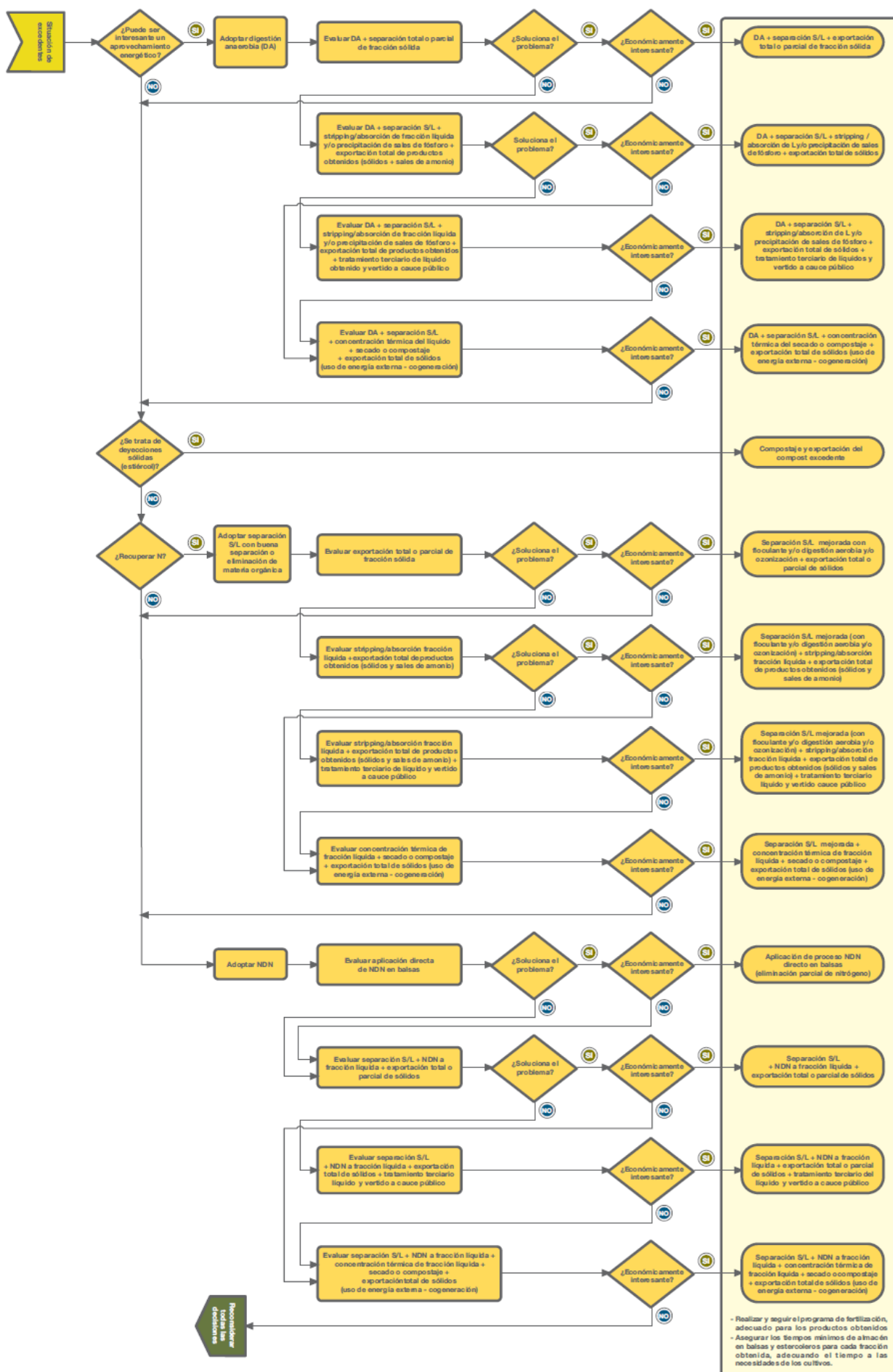
Westerman, P., Bicudo, J. (2000). *Tangencial flow separation and Chemicals treatment enhancement to recover swine manure solids, nutrients and metals*. Bioresource Technology, 73, pp 1-11.

Zeeman, G., Wiegant, W.M., Koster-Treffers, M.E., Lettinga, G. (1985). *The Influence of the Total Ammonia Concentration on the Thermophilic Digestion of Cow Manure*. Agricultural Wastes, 14, pp 19-35.

Zhu, J., Ndegwa, P.M., Luo, A. (2000). *Changes in swine manure solids during storage may affect separation efficiency*. Applied Engineering in Agriculture. 16(5), pp 571-575.

9. ANEXOS.

9.1. DIAGRAMA DE TOMA DE DECISIONES PARA ADOPTAR LA SOLUCIÓN TECNOLÓGICA ADECUADA PARA LA GESTIÓN DE LAS DEYECCIONES GANADERAS.



Fuente: Campos, et al. (2004)

9.2. ANEXO 2. TABLAS DE AUTONOMÍA DE ALMACENAMIENTO.

Tabla A- 1. Autonomía de almacenamiento (en meses) de las deyecciones requerida en las explotaciones ganaderas según la ubicación de las instalaciones (naves) y la consistencia del producto.

Ubicación de las naves		Almacenaje (meses)		
Comarca	Municipio	Estiércol	Gallinaza	Purines
Alt Urgell Alra Ribagorça Berguedà Cerdanya Pallars Sobirà Ripollès Val d'Aran	Todos los municipios	7	6	5
Anoia Bages Garrigues Noguera	Municipios en zona de secano (1)	7	6	6
Pallars Jussà Pla d'Urgell Segarra Segrià Solsonès Urgell	Municipios en zona de regadío (2)	6	5	4
Alt Empordà Baix Empordà Garrotxa Gironès Pla de l'Estany Selva Osona Vallès Occidental Vallès Oriental	Todos los municipios	6	5	5
Alt Camp Alt Penedès Baix Camp Baix Llobregat Baix Penedès Barcelonès Conca Barberà Garraf Maresme Moontsià Priorat Ribera d'Ebre Tarragonès Terra Alta	Todos los municipios	7	6	6

(Nota: (1) son los municipios que no aparecen en la tabla de municipios en zona de regadío,

(2) son los municipios que aparecen en la tabla de municipios en zona de regadío.

Fuente: Decret 136/2009

Tabla A- 2. Municipios en zona de regadío.

Comarca	Municipi		
Garrigues	Arbeca Borges Blanques	Juneda Puiggròs	
Noguera	Albesa Algerri Balaguer Bellcaire d'Urgell Bellmunt d'Urgell	Camarasa Castelló de Farfanya Menàrguens Montgai Penelles	Sentiu de Sió Térmens Torrelameu Vallfogona de Balaguer Preixens
Pallars Jussà	Pobla de Segur Salas de Pallars	Talarn Torre de Cabdella	
Pla d'Urgell	Barbens Bell-lloc d'Urgell Bellví Castellnou de Seana Fondarella	Golmés Ivars d'Urgell Linyola Miralcamp Mollerussa Palau d'Anglesola	Poal Sidamon Torregrossa Vilanova de Bellpuig Vila-sana
Segrià	Aitona Alamús Albatàrrec Alcarràs Alcoletge Alfarràs Alguair Almacelles Almenar	Alpicat Artesa de Lleida Benavent de Segrià Corbins Gimenells i el Pla de La Font Granja d'Escarp Lleida Massalcoreig Portella	Puigverd de Lleida Roselló Soses Sudanell Torrefarrera Torres de Segre Torre-serona Vilanova de la Barca Vilanova de Segrià
Urgell	Anglesola Belianes Bellpuig	Castellserà Fuliola Puigverd d'Agramunt	Sant Martí de Riucorb Tàrraga Tornabous Vilagrassa

Fuente: Decret 136/2009

9.3. ANEXO 3. VALORES DE FCM PARA SISTEMAS DE GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL.

Tabla A- 3. Valores de FCM por temperatura para sistemas de gestión del estiércol.

Sistema ^a		MCF según la temperatura promedio anual (°C)																		Fuente y comentarios			
		Frío					Templado										Cálido						
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27				28
Pastura/Prado/Pradera		1,0%					1,5%										2,0%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Hashimoto y Steed (1994).			
Distribución diaria		0,1%					0,5%										1,0%			Hashimoto y Steed (1993).			
Almacenaje de sólidos		2,0%					4,0%										5,0%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Amon <i>et al.</i> (2001), que muestra emisiones de aproximadamente 2% en invierno y 4% en verano. Clima cálido sobre la base del dictamen del Grupo de Expertos del IPCC y Amon <i>et al.</i> (1998).			
Corral de engorde		1,0%					1,5%										2,0%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Hashimoto y Steed (1994).			
Líquido/Fango	Con cobertura de costra natural	10%	11%	13%	14%	15%	17%	18%	20%	22%	24%	26%	29%	31%	34%	37%	41%	44%	48%	50%	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Mangino <i>et al.</i> (2001) y Sommer (2000). La reducción estimada por cobertura de costra (40%) es un valor promedio anual basado en un conjunto limitado de datos y puede variar significativamente según la temperatura, las precipitaciones y la composición. Cuando se utilizan cisternas de líquidos semipastosos como depósitos <i>fed-batch</i> /digestores, el MCF debe calcularse según la Fórmula 1.		
	Sin cobertura de costra natural	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Mangino <i>et al.</i> (2001). Cuando se utilizan cisternas de líquidos semipastosos como depósitos <i>fed-batch</i> /digestores, el MCF debe calcularse según la Fórmula 1.		

Fuente: IPCC, 2006

Tabla A-3. (Continuación)

Tabla A-3. (Continuación)																					
Sistema ^a		MCF según la temperatura promedio anual (°C)																		Fuente y comentarios	
		Frío					Templado										Cálido				
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27		
Laguna anaeróbica no cubierta		66%	68%	70%	71%	73%	74%	75%	76%	77%	77%	78%	78%	78%	79%	79%	79%	79%	80%	80%	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Mangino <i>et al.</i> (2001). Los MCF de lagunas no cubiertas varían por varios factores, incluyendo temperatura, tiempo de retención, y pérdida de sólidos volátiles del sistema (por la remoción de efluentes y/o sólidos de la laguna).
Almacenamiento en pozos por debajo de lugares de confinamiento animal	< 1 mes	3%					3%										30%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Moller <i>et al.</i> (2004) y Zeeman (1994). Nótese que debe utilizarse la temperatura ambiente, y no la estable, para determinar las condiciones climáticas. Cuando se utilizan pozos como depósitos <i>fed-batch</i> /digestores, el MCF debe calcularse según la Fórmula 1.	
	> 1 mes	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Mangino <i>et al.</i> (2001). Nótese que debe utilizarse la temperatura ambiente, y no la estable, para determinar las condiciones climáticas. Cuando se utilizan pozos como depósitos <i>fed-batch</i> /digestores, el MCF debe calcularse según la Fórmula 1.

Fuente: IPCC, 2006

Tabla A-3. (Continuación)																						
Sistema ^a		MCF según la temperatura promedio anual (°C)																		Fuente y comentarios		
		Frío					Templado										Cálido					
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27			
Digestor anaeróbico		0-100%					0-100%										0-100%			Debe subdividirse en diferentes categorías, considerando la cantidad de recuperación de biogás, el quemado de biogás y el almacenamiento post-digestión. Cálculo con la Fórmula 1.		
Quemado para combustible		10%					10%										10%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Safley <i>et al.</i> (1992).		
Camas profundas para vacunos y porcinos	< 1 mes	3%					3%										30%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Moller <i>et al.</i> (2004). Es de esperar que las emisiones sean similares, y posiblemente mayores, que las del almacenamiento en pozo, según el contenido orgánico y del de humedad.		
Camas profundas para vacunos y porcinos (cont.)	> 1 mes	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Mangino <i>et al.</i> (2001).	
Fabricación de abono orgánico (<i>compost</i>) – en tambor		0,5%					0,5%										0,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC y Amon <i>et al.</i> (1998). Los MCF son menos de la mitad del almacenamiento de sólidos No dependiente de la temperatura.		
Fabricación de abono orgánico (<i>compost</i>) – Pila estática ^b		0,5%					0,5%										0,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC y Amon <i>et al.</i> (1998). Los MCF son menos de la mitad del almacenamiento de sólidos No dependiente de la temperatura.		
Fabricación de abono orgánico (<i>compost</i>) – intensivo en filas ^b		0,5%					1,0%										1,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC y Amon <i>et al.</i> (1998). Los MCF son algo menos que el almacenamiento de sólidos. Menos dependiente de la temperatura.		
Fabricación de abono orgánico (<i>compost</i>) – pasivo en filas ^b		0,5%					1,0%										1,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC y Amon <i>et al.</i> (1998). Los MCF son algo menos que el almacenamiento de sólidos. Menos dependiente de la temperatura.		

Fuente: IPCC, 2006

Tabla A-3. (Continuación)

Tabla A-3. (Continuación)																					
Sistema ^a	MCF según la temperatura promedio anual (°C)																		Fuente y comentarios		
	Frío					Templado										Cálido					
	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27			
Estiércol de aves de corral con hojarasca	1,5%					1,5%										1,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. Los MCF son similares al almacenamiento de sólidos aunque, generalmente, con constantes temperaturas altas.		
Estiércol de aves de corral sin hojarasca	1,5%					1,5%										1,5%			Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. Los MCF son similares a los de corral de engorde en un clima cálido.		
Tratamiento aeróbico	0%					0%										0%			Los MCF son cercanos a cero. El tratamiento aeróbico puede traer como resultado una acumulación de barros que se pueden tratar en otros sistemas. Los barros requieren remoción y tienen altos valores de VS. Es importante identificar el siguiente proceso de gestión del barro y estimar las emisiones resultantes del proceso de gestión, si son significativas.		
Fórmula 1 (El marco temporal para las entradas debe reflejar el período de operación del digestor): MCF = [{CH ₄ prod - CH ₄ usado - CH ₄ + (MCF _{almacenamiento} /100 * B _o * VS _{almacenamiento} * 0.67)}/ (B _o * VS _{almacenamiento} * 0.67)] *100 Donde: CH ₄ prod = producción de metano en el digestor, (kg CH ₄). Nota: cuando se utiliza una tapa estanca al gas en el almacenamiento de estiércol digerido, debe incluirse la producción de gas del almacenamiento. CH ₄ usado = cantidad de gas metano utilizado para energía (kg CH ₄) CH ₄ = cantidad de metano quemado, (kg CH ₄) MCF _{almacenamiento} = MCF para CH ₄ emitido durante el almacenamiento de estiércol digerido (%) VS _{almacenamiento} = cantidad de VS excretados que van a almacenamiento antes de la digestión (kg VS) Cuando se incluye un almacenamiento estanco al gas: MCF _{almacenamiento} = 0 ; de lo contrario, MCF _{almacenamiento} = valor del MCF para almacenamiento de líquidos																					
^a Las definiciones para sistemas de gestión del estiércol se presentan en el Cuadro 10.18.																					
^b El compostaje es la oxidación biológica de un residuo sólido, incluyendo estiércol, habitualmente con cama u otra fuente de carbono orgánico, típicamente a temperaturas termofílicas producidas por la producción microbiana de calor.																					

Fuente: IPCC, 2006

9.4. ANEXO 4. VALORES POR DEFECTO DE LA TASA DE EXCRECIÓN DE NITRÓGENO ($\text{kg N} \cdot 1000 \text{ kg}^{-1} \text{ masa animal} \cdot \text{día}^{-1}$).

	Tabla A- 4. Valores por defecto de la tasa de excreción de nitrógeno (kg N·1000 kg ⁻¹ masa animal·día ⁻¹)							
	América del Norte	Europa Occidental	Europa Oriental	Oceanía	América Latina	África	Oriente Medio	Asia
Ganado vacuno	0,44	0,48	0,35	0,44	0,48	0,60	0,70	0,47
Otros vacunos	0,31	0,33	0,35	0,50	0,36	0,63	0,79	0,34
Porcinos ^b	0,50	0,68	0,74	0,73	1,64	1,64	1,64	0,50
Mercado	0,42	0,51	0,55	0,53	1,57	1,57	1,57	0,42
Cr	0,24	0,42	0,46	0,46	0,55	0,55	0,55	0,24
Aves de corral	0,83	0,83	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
Gallinas >= 1 año	0,83	0,96	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
Poll	0,62	0,55	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
Otros pollos	0,83	0,83	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
Parrilleros	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10
Pav	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74
Pat	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
Ovinos	0,42	0,85	0,90	1,13	1,17	1,17	1,17	1,17
Caprinos	0,45	1,28	1,28	1,42	1,37	1,37	1,37	1,37
Caballos (y mulas, asnos)	0,30	0,26	0,30	0,30	0,46	0,46	0,46	0,46
Camélidos ^c	0,38	0,38	0,38	0,38	0,46	0,46	0,46	0,46
Búfalos ^c	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
Visón y turón (kg N cabeza ⁻¹ año ⁻¹) ^d	4,59	4,59	4,59	4,59	4,59	4,59	4,59	4,59
(kg CH ₄ cabeza ⁻¹ año ⁻¹)	8,10	8,10	8,10	8,10	8,10	8,10	8,10	8,10
Zorro y mapache (kg N cabeza ⁻¹ año ⁻¹) ^d	12,09	12,09	12,09	12,09	12,09	12,09	12,09	12,09
<p>La incertidumbre de estas estimaciones es de ±50%.</p> <p>^a Resumen de las Directrices del IPCC de 1996, 1997; European Environmental Agency, 2002; USA EPA National NH₃ Inventory Draft Report, 2004; y datos de inventarios de GEI del Anexo I que las Partes presentaron ante la Secretaría de la CMNUCC en 2004.</p> <p>^b La excreción de nitrógeno de los porcinos está basada en una población del país estimada en 90% de porcinos de mercado y 10% de cría.</p> <p>^c Modificado de la Agencia Europea de Medio Ambiente, 2002.</p> <p>^d Datos de Hutchings <i>et al.</i>, 2001.</p>								

Fuente: IPCC, 2006

Tabla A- 5. Factores de emisión por defecto para emisiones directas de N₂O de la gestión del estiércol.

Sistema	Definición	EF [kg N ₂ O-N (kg nitrógeno excretado) ⁻¹]	Rangos de incertidumbre de EF	Fuente ^a	
Pastura/Prado/P radera	Se deja que el estiércol de los animales en pasturas o prados permanezca como tal, sin gestionarse.	Las emisiones directas e indirectas de N ₂ O relacionadas con el estiércol depositado en suelos agrícolas y en sistemas de pasturas, prados y praderas se tratan en el Capítulo 11, Sección 11.2, Emisiones de N ₂ O de suelos gestionados.			
Distribución diaria	Como rutina, el estiércol se saca de instalaciones de confinamiento y se aplica a tierras de cultivo o pasturas dentro de las 24 horas de su excreción. Se supone que las emisiones de N ₂ O durante el almacenamiento y el tratamiento equivalen a cero. Las emisiones de N ₂ O de aplicación en tierra están cubiertas bajo la categoría suelos agrícolas.	0	No aplicable	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC (véase Co-chairs, Editors and Experts; N ₂ O emissions from Manure Management).	
Almacenaje de sólidos ^b	El almacenamiento de estiércol, habitualmente por períodos de varios meses, en pilas o parvas no confinadas. El estiércol puede apilarse debido a la presencia de una suficiente cantidad de material de cama o a la pérdida de humedad por evaporación.	0,005	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Amon <i>et al.</i> (2001), que señala emisiones que oscilan entre 0,0027 y 0,01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ .	
Corral de engorde	Una zona de confinación pavimentada o no sin cobertura vegetativa alguna de la que el estiércol acumulado puede retirarse periódicamente. Los corrales de engorde se encuentran habitualmente en los climas secos, pero también se emplean en climas húmedos.	0,02	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Kulling (2003)..	
Líquido/Fango	El estiércol se almacena tal como se excreta o con un agregado mínimo de agua para facilitar su manejo y se ubica en tanques o en estanques de tierra.	Con cobertura de costra natural	0,005	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con Sommer <i>et al.</i> (2000).
		Sin cobertura de costra natural	0	No aplicable	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con los siguientes estudios: Harper <i>et al.</i> (2000), Lague <i>et al.</i> (2004), Monteny <i>et al.</i> (2001), y Wagner- Riddle y Marinier (2003). Se considera que las emisiones son insignificantes debido a la ausencia de formas oxidadas de nitrógeno que entren a los sistemas en combinación con un bajo potencial para la nitrificación y desnitrificación en el sistema.
Laguna anaeróbica no cubierta	Las lagunas anaeróbicas se diseñan y se operan para combinar estabilización de desechos con almacenamiento. Habitualmente, se utiliza el sobrenadante de la laguna para retirar el estiércol de las instalaciones de confinamiento relacionadas con ésta. Las lagunas anaeróbicas se diseñan para diversos períodos de almacenamiento (de hasta un año o más), según la región climática, la tasa de carga de sólidos volátiles y de otros factores operativos. El agua de la laguna puede reciclarse como agua para limpieza o usarse para irrigar y fertilizar campos.	0	No aplicable	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con los siguientes estudios: Harper <i>et al.</i> (2000), Lague <i>et al.</i> (2004), Monteny <i>et al.</i> (2001), y Wagner- Riddle y Marinier (2003). Se considera que las emisiones son insignificantes debido a la ausencia de formas oxidadas de nitrógeno que entren a los sistemas en combinación con un bajo potencial para la nitrificación y desnitrificación en el sistema.	
Almacenamiento en pozos por debajo de lugares de confinamiento animal	Recogida y almacenamiento del estiércol, habitualmente con poco o ningún agregado de agua y comúnmente por debajo de un suelo emparrillado, en una instalación de confinamiento de animales.	0,002	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con los siguientes estudios: Amon <i>et al.</i> (2001), Kulling (2003) y Sneath <i>et al.</i> (1997).	

Fuente: IPCC, 2006

Tabla A-5. Factores (Continuación)					
Sistema	Definición		EF [kg N ₂ O-N (kg nitrógeno excretado) ⁻¹]	Rangos de incertidumbre de EF	Fuente ^a
Digestor anaeróbico	En general, los digestores anaeróbicos se diseñan y operan para la estabilización de los desechos mediante la reducción microbiana de compuestos orgánicos complejos de CH ₄ y CO ₂ , que se capturan y queman o se usan como combustible.		0	No aplicable	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC en combinación con los siguientes estudios: Harper <i>et al.</i> (2000), Lague <i>et al.</i> (2004), Monteny <i>et al.</i> (2001), y Wagner-Riddle y Marinier (2003). Se considera que las emisiones son insignificantes debido a la ausencia de formas oxidadas de nitrógeno que entren a los sistemas en combinación con un bajo potencial para la nitrificación y desnitrificación en el sistema.
Quemado para combustible o como desecho	El estiércol se excreta en el campo. Las tortas de estiércol secas se queman como combustible.		Las emisiones relacionadas con la quema del estiércol se deben declarar bajo la categoría «Quema de combustible» del IPCC si el estiércol se emplea como combustible y bajo la categoría «Incineración de desechos» del IPCC si el estiércol se quema sin recuperación de energía.		
	N de la orina depositada en pasturas y praderas		Las emisiones directas e indirectas de N ₂ O relacionadas con la orina depositada en suelos agrícolas y en sistemas de pasturas, prados y praderas se tratan en el Capítulo 11, Sección 11.2, Emisiones de N ₂ O de suelos gestionados.		
Camas profundas para vacunos y porcinos	A medida que el estiércol se acumula, se agrega constantemente material de cama para absorber la humedad durante un ciclo de producción y, posiblemente, durante hasta 6 a 12 meses. A este sistema de gestión del estiércol se lo conoce también como sistema de gestión del estiércol de estabulado con cama y se puede combinar con engorde en corral o pastura.	Sin mezclado	0,01	Factor de 2	Valor promedio basado en Sommer y Moller (2000), Sommer (2000), Amon <i>et al.</i> (1998), y Nicks <i>et al.</i> (2003).
		Mezclado activo	0,07	Factor de 2	Valor promedio basado en Nicks <i>et al.</i> (2003) y Moller <i>et al.</i> (2000). Hay bibliografía en la que se citan valores más altos de hasta un 20% para sistemas bien mantenidos con mezclado activo, pero éstos incluyen tratamiento para amoníaco, lo que no es habitual.
Fabricación de abono orgánico (compost) – en tambor ^c	Fabricación de <i>compost</i> , habitualmente en un canal cerrado, con aireación forzada y mezclado permanente.		0,006	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. Se supone que es similar al de las pilas estáticas.
Fabricación de abono orgánico (compost) – Pila estática ^c	Fabricación de <i>compost</i> en pilas con aireación forzada pero sin mezclado.		0,006	Factor de 2	Hao <i>et al.</i> (2001).
Fabricación de abono orgánico (compost) – intensivo en filas ^c	Fabricación de <i>compost</i> en filas con medias vueltas esporádicas para mezclado y aireación.		0,1	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. Se espera que sea mayor que en las operaciones de filas pasivas y de compostaje intensivo, ya que las emisiones están en función de la frecuencia de las medias vueltas.
Fabricación de abono orgánico (compost) – pasivo en filas ^c	Fabricación de <i>compost</i> en filas con medias vueltas frecuentes para mezclado y aireación.		0,01	Factor de 2	Hao <i>et al.</i> (2001).
Estiércol de aves de corral con hojarasca	Similar a los sistemas de camas profundas. Comúnmente se emplea para lotes de aves de cría y para la producción de pollos para carne (parrilleros) y otras aves.		0,001	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC basado en la alta pérdida de amoníaco de estos sistemas, lo que limita la disponibilidad de nitrógeno para su nitrificación/desnitrificación.
Estiércol de aves de corral sin hojarasca	Puede ser similar a pozos abiertos en instalaciones cerradas de confinación de animales o puede diseñarse y operarse para secar el estiércol a medida que se acumula. Esto último se conoce como sistema elevado de gestión del estiércol y constituye una forma de fabricación pasiva de <i>compost</i> en filas cuando se lo diseña y opera correctamente.		0,001	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC basado en la alta pérdida de amoníaco de estos sistemas, lo que limita la disponibilidad de nitrógeno para su nitrificación/desnitrificación.

Fuente: IPCC, 2006

<div>Tabla A-5. Factores (Continuación)</div> <div>FACTORES DE EMISIÓN POR DEFECTO PARA EMISIONES DIRECTAS DE N₂O DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL</div>					
Sistema	Definición		EF ₃ [kg N ₂ O-N (kg nitrógeno excretado) ⁻¹]	Rangos de incertidumbre de EF ₃	Fuente ^a
Tratamiento aeróbico	La oxidación biológica del estiércol recolectado como líquido con aireación forzada o natural. La aireación natural se limita a estanques aeróbicos y de retención y a sistemas de humedales, debiéndose fundamentalmente a la fotosíntesis. Por ende, habitualmente, estos sistemas se tornan anóxicos durante período sin luz solar.	Sistemas de aireación natural	0,01	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. La nitrificación-desnitrificación se emplea comúnmente para la remoción de nitrógeno en el tratamiento biológico de aguas servidas domésticas e industriales con emisiones insignificantes de N ₂ O. La limitada oxidación puede incrementar las emisiones en comparación con las de los sistemas de aireación.
		Sistemas de aireación forzada	0,005	Factor de 2	Dictamen del Grupo de Expertos del IPCC. La nitrificación-desnitrificación se emplea comúnmente para la remoción de nitrógeno en el tratamiento biológico de aguas servidas domésticas e industriales con emisiones insignificantes de N ₂ O.
^a Véase también Dustan (2002), quien compiló información de algunas de las referencias originales citadas. ^b Se deberán emplear datos cuantitativos para distinguir si el sistema se caracteriza como de almacenamiento de sólidos o de líquidos/fango. El límite entre seco y líquido se puede fijar en un 20% del contenido de materia seca. ^b El compostaje es la oxidación biológica de un residuo sólido, incluyendo estiércol, habitualmente con cama u otra fuente de carbono orgánico, en general, a temperaturas termofílicas producidas por la producción microbiana de calor.					

Fuente: IPCC, 2006